

INTÉGRATION DE DONNÉES *IN VITRO* SUR LA BIODISPONIBILITÉ DES CONTAMINANTS ASSOCIÉS  
AUX POUSSIÈRES DANS LES ANALYSES DE RISQUES POUR LA SANTÉ HUMAINE DANS UN  
CONTEXTE MINIER

Par  
Rachel Touzel

Essai présenté au Centre universitaire de formation en environnement et développement  
durable en vue de l'obtention du grade de maîtrise en environnement (M. Env.)

Sous la direction du Professeur Gérald J. Zagury

MAÎTRISE EN ENVIRONNEMENT  
UNIVERSITÉ DE SHERBROOKE

Février 2019

## SOMMAIRE

Mots clés : biodisponibilité, bioaccessibilité, poussière, industrie minière, analyse de risque

L'objectif de cet essai est de proposer une façon d'intégrer des données *in vitro* sur la biodisponibilité de contaminants associés aux poussières dans les analyses de risques pour la santé humaine, et ce dans un contexte minier.

L'industrie minière a parfois mauvaise presse et fait face à de nombreux défis environnementaux. Un de ces défis est l'acceptation sociale en ce qui a trait aux émissions de poussières de différents projets miniers. Dans le cadre d'évaluation des impacts, les compagnies minières doivent procéder à des analyses des risques toxicologiques afin d'estimer l'effet des poussières (qui sont ou seront émises dans le cadre de projets actuels ou futurs) sur la santé des populations qui seront exposées à celles-ci.

L'industrie minière québécoise est assujettie à plusieurs lois et règlements, dont la Loi sur la Qualité de l'environnement (LQE). Dans le cas des projets assujettis, une étude d'impact environnemental doit être fournie. Il est parfois nécessaire, dans le cadre de cette étude, d'évaluer les risques encourus par la population en ce qui concerne les poussières atmosphériques.

Afin de comprendre comment se comportent les poussières dans l'atmosphère et chez l'humain, il est important de bien définir les propriétés physico-chimiques de celles-ci (granulométrie, composition chimique, durée de suspension, etc.). Les différentes propriétés des matières particulaires permettront de prévoir comment celles-ci vont se comporter dans l'atmosphère et au sein du corps humain.

De plus, les propriétés des particules émises dans le cadre d'un projet minier vont varier selon l'étape du cycle minier du projet. Il est donc important de comprendre comment le projet évoluera dans le temps afin d'évaluer l'impact du projet à court et long terme.

Il existe trois voies d'exposition par lesquelles un contaminant peut pénétrer le corps humain : (1) par ingestion, (2) par inhalation et (3) par contact dermique. Cet essai se penche plus spécifiquement sur l'exposition aux matières particulaires par inhalation. Des protocoles de laboratoire ont été établis pour évaluer la bioaccessibilité des contaminants suite à l'ingestion de poussières, mais beaucoup d'incertitude demeure en ce qui concerne l'inhalation.

La taille des particules influe directement sur l'endroit au sein du système respiratoire où celles-ci vont se déposer. Les particules de plus grande taille vont se déposer dans la partie supérieure du système respiratoire (voies aériennes supérieures) tandis que les particules de plus petite taille vont pénétrer plus profondément (voies aériennes inférieures). Les particules vont donc être exposées à des conditions différentes au sein du système respiratoire.

Plusieurs approches sont actuellement utilisées en laboratoire pour estimer la dose de contaminants à laquelle la population est exposée. Ces approches permettent d'estimer quelle fraction de chaque contaminant sera transférée au sein des différents fluides et des différents organes humains, aussi appelée la fraction biodisponible. Les essais *in vivo* sont toutefois coûteux et demandent de grandes ressources.

Une des alternatives aux tests sur les animaux sont les tests *in vitro*. Dans le cadre de ces tests, des conditions simulant l'environnement physico-chimique des poumons humains sont créées en laboratoire pour estimer la quantité de contaminants solubilisables dans des fluides pulmonaires et donc potentiellement absorbés par cette voie. La fraction dissoute dans ces fluides synthétiques équivaut à la fraction bioaccessible pulmonaire.

Il n'y a pour l'instant pas de consensus au sein de la communauté scientifique en ce qui concerne le protocole pour établir la fraction bioaccessible des différents composés. Différents paramètres très importants tels que la méthode d'échantillonnage, la taille des particules étudiées, la composition des fluides, la durée de l'extraction, le ratio solide/liquide, la température et l'agitation entre autres varient d'une étude à l'autre.

L'Institut national de santé publique du Québec (INSPQ) propose des lignes directrices en ce qui a trait aux analyses de risques toxicologiques au Québec. La procédure comprend quatre grandes étapes soit :

1. Identification du danger;
2. Caractérisation toxicologique;
3. Estimation de l'exposition;
4. Estimation du risque.

Différentes équations permettent d'estimer la dose d'exposition de chaque contaminant.

Dans le cadre de cet essai, une équation est présentée afin de combiner les fractions bioaccessibles pour différentes tailles de particules. Au lieu d'utiliser la concentration totale d'un contaminant dans l'atmosphère tel que recommandé afin d'utiliser une approche de type « pire scénario », il serait approprié d'estimer la bioaccessibilité de ce contaminant chez l'humain. Pour ce faire, des essais en laboratoire pourraient être effectués sur différents groupes de tailles de particules. Des fractions bioaccessibles pourraient être définies pour les différents groupes de tailles.

L'équation suivante permettrait d'estimer une concentration bioaccessible totale pour un contaminant ( $C_i$ ) pouvant être intégrée dans les calculs d'estimation de la dose d'exposition proposés par l'INSPQ.

$$C_i = \frac{\sum M_{PMi} \times C_{PMi} \times BF_i}{M_{Totale}}$$

$BF_i$  = Bioaccessibilité du contaminant évalué pour une fraction  $i$ (%)

$C_{PMi}$  = Concentration du contaminant de la fraction granulométrique  $i$  dans l'air échantillonné ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )

$M_{PMi}$  = Masse de la fraction  $i$  au sein de l'échantillon analysé (mg)

$M_{total}$  = Masse totale de l'échantillon analysé (mg)

En intégrant les valeurs de bioaccessibilité dans le cadre d'analyse de risque toxicologique, le risque estimé sera plus près de la réalité. Le raffinement des approches en matière d'inhalation de poussières permettra aux décideurs d'avoir un instrument de mesure plus précis, leur permettant de faire des choix plus éclairés.

## **REMERCIEMENTS**

Merci à monsieur Gérald J. Zagury de m'avoir proposé ce sujet. J'ai pu découvrir une facette méconnue de l'environnement soit l'analyse de risque toxicologique.

Merci à mes amis compréhensifs qui ont essuyé plusieurs refus de par mon horaire occupé avec le travail et les études depuis le début de mon retour aux études.

Merci à Maxim, témoin des beaux moments et des périodes plus difficiles. Ton écoute a été précieuse.

Merci à Jerry et Manon, pour le support moral et la confiance, et ce depuis la maternelle.

## TABLE DES MATIÈRES

|   |           |
|---|-----------|
| <b>INTRODUCTION .....</b>   | <b>1</b>  |
| <b>1. MISE EN CONTEXTE ET OBJECTIFS.....</b>  | <b>4</b>  |
| 1.1 État de la situation au Québec .....  | 4         |
| 1.2 Contexte juridique et réglementaire québécois et canadien.....                                      | 4         |
| 1.2.1 La loi sur les mines.....   | 5         |
| 1.2.2 La loi sur la qualité de l'environnement .....  | 5         |
| 1.2.3 Règlement relatif à l'application de la Loi sur la qualité de l'environnement.....                | 6         |
| 1.2.4 La procédure d'étude d'impact sur l'environnement .....   | 7         |
| 1.3 Définition de notions de toxicologie .....  | 10        |
| 1.3.1 Risque toxicologique, évaluation du risque toxicologique et analyse de risque toxicologique ..... | 10        |
| 1.3.2 Exposition, biodisponibilité et bioaccessibilité.....   | 11        |
| 1.4 Objectifs de l'essai .....  | 12        |
| <b>2. MÉTHODOLOGIE .....</b>  | <b>13</b> |
| <b>3. PROPRIÉTÉS, TRANSPORT ET CARACTÉRISATION DES MATIÈRES PARTICULAIRES .....</b>                     | <b>14</b> |
| 3.1 Taille.....   | 14        |
| 3.2 Composition chimique.....   | 15        |
| 3.3 Durée de suspension .....   | 17        |
| 3.4 Impact sur la biodisponibilité .....  | 17        |
| <b>4. MÉTHODES DE CARACTÉRISATION ET SUIVI DES MATIÈRES PARTICULAIRES .....</b>                         | <b>19</b> |
| 4.1 Méthodes de quantification .....  | 19        |
| 4.1.1 Méthode gravimétrique .....   | 19        |
| 4.1.2 Méthode non-gravimétrique .....   | 20        |
| 4.1.3 Mesure du nombre de particules et la répartition par taille.....                                  | 20        |
| 4.2 Paramètres qualitatifs .....  | 20        |
| 4.3 Modélisation de la dispersion atmosphérique.....  | 20        |
| 4.4 Suivi des mesures d'émissions .....   | 21        |
| <b>5. GÉNÉRATION ET TRANSPORT DE POUSSIÈRES .....</b>   | <b>22</b> |
| 5.1 Phases du cycle minier.....   | 22        |
| 5.1.1 Exploration et faisabilité.....   | 24        |
| 5.1.2 Aménagement et construction.....  | 24        |
| 5.1.3 Exploitation minière .....  | 24        |
| 5.1.4 Fermeture et restauration.....  | 25        |
| <b>6. VOIES D'EXPOSITION AUX CONTAMINANTS .....</b>   | <b>27</b> |
| 6.1 Absorption par inhalation.....  | 27        |

|           |   |           |
|-----------|---|-----------|
| 6.1.1     | Interception .....  | 28        |
| 6.1.2     | Impaction.....  | 28        |
| 6.1.3     | Sédimentation .....   | 28        |
| 6.1.4     | Diffusion .....   | 28        |
| 6.2       | Répartition des particules au sein du système respiratoire .....                      | 28        |
| 6.3       | Absorption par ingestion .....  | 30        |
| 6.4       | Absorption par contact dermique .....   | 31        |
| <b>7.</b> | <b>ÉVALUATION DE LA BIOACCESSIBILITÉ PAR INHALATION - MÉTHODES IN VIVO .....</b>      | <b>33</b> |
| 7.1       | Méthodes in vivo .....  | 33        |
| 7.2       | Exposition par inhalation.....  | 33        |
| 7.3       | Exposition par instillation .....   | 34        |
| 7.4       | Les limites des méthodes in vivo .....  | 34        |
| <b>8.</b> | <b>ÉVALUATION DE LA BIOACCESSIBILITÉ PAR INHALATION - MÉTHODE IN VITRO .....</b>      | <b>35</b> |
| 8.1       | L'exposition de cellules in vitro .....   | 35        |
| 8.2       | Les protocoles d'évaluation de bioaccessibilité in-vitro.....                         | 35        |
| 8.2.1     | Les méthodes d'extraction utilisant une solution chimique simple.....                 | 35        |
| 8.2.2     | Les méthodes d'extraction utilisant des fluides physiologiques .....                  | 36        |
| 8.2.3     | Imitation du fluide de revêtement de l'épithélium du poumon .....                     | 36        |
| 8.2.4     | Imitation du liquide lysosomal des macrophages alvéolaires.....                       | 36        |
| 8.3       | Paramètres d'essai affectant la bioaccessibilité.....                                 | 36        |
| 8.3.1     | Le prélèvement de l'échantillon .....   | 37        |
| 8.3.2     | La taille des particules étudiées .....   | 37        |
| 8.3.3     | La durée de l'extraction.....   | 37        |
| 8.3.4     | Le ratio solide/liquide .....   | 38        |
| 8.3.5     | La température .....  | 38        |
| 8.3.6     | L'agitation .....   | 39        |
| 8.4       | Les limites des méthodes in vitro .....   | 39        |
| <b>9.</b> | <b>MÉTHODES D'ÉVALUATION UTILISÉES DANS LE CADRE D'ANALYSE DE RISQUE.....</b>         | <b>40</b> |
| 9.1       | Grandes étapes de l'analyse de risque toxicologique .....                             | 42        |
| 9.2       | Identification du danger .....  | 44        |
| 9.3       | Caractérisation toxicologique.....  | 45        |
| 9.4       | Estimation de l'exposition .....  | 47        |
| 9.4.1     | Caractérisation et modélisation des concentrations dans l'environnement .....         | 47        |
| 9.4.2     | Définition des conditions d'exposition .....  | 47        |
| 9.4.3     | Définition des données d'exposition concernant l'inhalation.....                      | 49        |
| 9.4.4     | Définition des données d'exposition concernant l'ingestion et le contact cutané ..... | 50        |
| 9.5       | Estimation de l'exposition .....  | 50        |

|            |   |           |
|------------|---|-----------|
| 9.6        | Estimation du risque .....  | 51        |
| 9.6.1      | Estimation du risque en fonction des effets cancérigènes et non cancérigènes .....          | 51        |
| 9.6.2      | Effets cancérigènes .....   | 51        |
| 9.6.3      | Effets chroniques non cancérigènes .....  | 53        |
| 9.6.4      | Estimation du risque lors d'une exposition à un mélange de substances .....                 | 53        |
| 9.7        | Présentation et interprétation des résultats .....  | 54        |
| 9.7.1      | Présentation des résultats .....  | 54        |
| 9.7.2      | Interprétation des résultats .....  | 55        |
| 9.8        | Étude de cas réels .....  | 56        |
| 9.8.1      | Projet d'exploitation d'un gisement d'apatite à Sept-Îles, Québec .....                     | 56        |
| 9.8.2      | Projet d'exploration à Launay, Québec .....   | 56        |
| 9.8.3      | Mine Canadian Malartic à Malartic, Québec .....   | 57        |
| <b>10.</b> | <b>PISTES POUR L'INTÉGRATION DE VALEURS DE BIODISPONIBILITÉ PAR INHALATION .....</b>        | <b>58</b> |
| 10.1       | Identification du danger dans le cadre de l'analyse avec tests in vitro .....               | 59        |
| 10.2       | Caractérisation toxicologique dans le cadre de l'analyse avec tests in vitro .....          | 59        |
| 10.3       | Évaluation de l'exposition .....  | 59        |
| 10.3.1     | Campagne d'échantillonnage .....  | 60        |
| 10.3.2     | Intégration des valeurs de bioaccessibilité et de biodisponibilité .....                    | 60        |
| 10.3.3     | Calcul de la fraction bioaccessible .....   | 60        |
| 10.3.4     | Estimation de la fraction bioaccessible des différentes classes de particules .....         | 63        |
| 10.4       | Évaluation de l'exposition et caractérisation du risque d'inhalation .....                  | 63        |
| 10.5       | Estimation du risque .....  | 64        |
|            | <b>CONCLUSION .....</b>   | <b>66</b> |
|            | <b>RÉFÉRENCES .....</b>   | <b>68</b> |
|            | <b>ANNEXE-1 CARTE DES MINES ACTIVES AU QUÉBEC EN FÉVRIER 2018 .....</b>                     | <b>75</b> |
|            | <b>ANNEXE-2 : EXEMPLE DE CALCUL AVEC L'INTÉGRATION DE DONNÉES DE BIOACCESSIBILITÉ .....</b> | <b>76</b> |



## LISTE DES FIGURES ET DES TABLEAUX

|   |    |
|---|----|
| Figure 1.1 : Territoires définissant la législation applicable en ce qui concerne le processus d'évaluation environnementale .....                      | 8  |
| Figure 1.2 : La procédure d'évaluation et d'examen des impacts sur l'environnement au Québec méridional .....   | 9  |
| Figure 3.1 : Relation entre la taille d'une particule réelle, le diamètre selon Stokes (ds) et le diamètre aérodynamique (dp).....                      | 15 |
| Figure 3.2 : Composition représentative des matières particulaires .....  | 15 |
| Figure 3.3 : Diagramme de l'impact de la spéciation, des tailles des particules et de la morphologie des particules de sol sur la biodisponibilité..... | 18 |
| Figure 5.1: Activités du cycle de vie d'une mine .....  | 23 |
| Figure 5.2: Exemple d'un point de transfert de matériel.....  | 25 |
| Figure 5.3: Exemple de dépôt de résidus secs .....  | 25 |
| Figure 6.1 : Voies respiratoires chez l'humain .....  | 27 |
| Figure 6.2 : Prédiction du dépôt total et régional des particules dans les voies respiratoires de l'humain en fonction des particules .....             | 29 |
| Figure 6.3: Le système digestif .....   | 31 |
| Figure 6.4: Schéma de la peau humaine .....   | 32 |
| Figure 8.1: Exemple de la bioaccessibilité de différents composés selon la durée de l'essai.....  | 38 |
| Figure 9.1 : Cadre de référence d'évaluation et de gestion du risque du <i>National Research Council</i> .....  | 40 |
| Figure 9.2 : Mine Caladian Malartic .....   | 41 |
| Figure 9.3: Démarche générale de l'évaluation des risques par modélisation .....  | 43 |
| Tableau 3.1 : Classes des substances minérales .....  | 16 |
| Tableau 9.1 : Voies et milieux d'exposition à considérer selon le scénario d'occupation du territoire .....   | 48 |
| Tableau 9.2 : Temps passé dans la zone d'étude .....  | 49 |
| Tableau 9.3 : Taux d'inhalation proposés .....  | 49 |
| Tableau 9.4 : Guide d'interprétation des résultats de l'estimation du risque. ....  | 55 |

## LISTE DES ACRONYMES, DES SYMBOLES ET DES SIGLES

|                 |  |
|-----------------|--|
| ALF             | Liquide lysosomal des macrophages alvéolaires  |
| ATSDR           | <i>Agency for Toxic Substances and Disease Registry</i>  |
| BAPE            | Bureau d'audiences publiques sur l'environnement   |
| BF              | Fraction bioaccessible   |
| CA              | Certificat d'autorisation  |
| CBJNQ           | Convention de la Baie-James et du Nord québécois   |
| CCHSST          | Centre canadien d'hygiène et de sécurité au travail  |
| CCE             | Commission de coopération environnementale   |
| CFHA            | Commission Fédérale de l'Hygiène de l'Air  |
| CRI             | Risque cancérigène   |
| DIIS            | <i>Department of Industry, Innovation and Science</i>  |
| DMA             | Drainage minier acide  |
| DSP             | Direction de la santé publique   |
| EC <sub>i</sub> | Concentrations d'exposition par inhalation pour chaque contaminant                                       |
| HQ <sub>i</sub> | Quotient de risque   |
| INSPQ           | Institut national de santé publique du Québec  |
| IR              | Indice de risqué   |
| IRIS            | <i>Integrated Risk System</i>  |
| LQE             | <i>Loi sur la qualité de l'environnement</i>   |
| MDDEFP          | Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs                         |
| MDDELCC         | Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques |
| MERN            | Ministère de l'Énergie et des Ressources naturelles  |
| MRL             | <i>Minimal Risk Level</i>  |

|        |   |
|--------|---|
| NRC    | <i>National Research Council</i>  |
| OMS    | Organisation Mondiale de la Santé   |
| PM     | Matières particulaires  |
| RAA    | <i>Règlement sur l'assainissement de l'atmosphère</i>   |
| RÉEIE  | <i>Règlement relatif à l'évaluation et l'examen des impacts sur l'environnement de certains projets</i> |
| RfC    | Concentration de référence  |
| RfD    | Dose de référence   |
| RLRQ   | Recueil des Lois et des Règlements du Québec  |
| RNC    | Ressources naturelles Canada  |
| RU     | Risque unitaire   |
| SLF    | Fluides Pulmonaires Simulés   |
| SSSQ   | Santé et Services sociaux Québec  |
| US-EPA | <i>United States Environmental Protection Agency</i>  |
| VTR    | Valeurs toxicologiques de référence   |
| WHO    | <i>World Health Organization</i>  |

## INTRODUCTION

Avec une superficie de 1,7 million de kilomètres carrés, le Québec est la plus grande province du Canada et le cinquième de la production minière canadienne y est généré. L'investissement y a fluctué au cours des ans pour atteindre un record en 2012 avec plus de 620 millions de dollars pour des activités d'exploration et de mise en valeur (Entreprises Québec, 2018). En 2014, l'industrie minière employait plus de 17 000 travailleurs à travers le Québec (Entreprises Québec, 2018), faisant de cette industrie, un employeur majeur particulièrement dans les trois régions administratives du Nord-du-Québec, de l'Abitibi-Témiscamingue et de la Côte-Nord. Selon un sondage mondial mené par l'Institut Fraser en 2017 auprès de sociétés minières, le Québec est passé de la huitième à la sixième place du classement mondial des endroits les plus attrayants pour l'investissement minier (Institut Fraser, 2017). Cette industrie tient une place majeure au sein de l'économie québécoise, et ce, depuis plusieurs décennies, et semble en bonne position pour attirer de nouveaux investisseurs.

Par contre, les activités minières génèrent plusieurs contaminants dans l'environnement, autant dans le cas de mines en opération que dans le cas de résidus miniers de mines inopérantes. Plusieurs catastrophes environnementales causées par des opérations minières se sont produites au fil du temps à travers la planète. Des stériles et des résidus miniers ont par exemple entraîné des rejets de divers contaminants dans l'eau et le sol. Le drainage acide et le lessivage de métaux provenant de mines et des résidus miniers ont eu des répercussions significatives sur la qualité de l'eau et sur les écosystèmes aquatiques (Gouvernement du Canada, 2017a). Une autre source de pollution provient des contaminants rejetés dans l'atmosphère par les activités minières. Plusieurs maladies ont été répertoriées chez les mineurs au fil du temps dont la silicose, une maladie pulmonaire provoquée par l'inhalation de poussières de silice cristalline, l'amiantose causée par l'inhalation de particules d'amiante et l'anthracose causée par l'exposition à la poussière de charbon (*Queensland Government*, 2015). Plusieurs citoyens québécois résidant autour des mines en opération et de sites identifiés pour des projets futurs s'inquiètent donc quant à l'émission de poussières des opérations minières (Bégin, 2016, Notebaert et al., 2013).

Une grande partie des projets miniers se trouve en régions éloignées et peu habitées, notamment dans le Grand Nord québécois mais une partie des projets miniers actifs se trouvent dans des zones habitées, notamment en Abitibi-Témiscamingue où des sites miniers d'envergure avoisinent des villes. Certaines mines telles que la mine d'or à ciel ouvert de Canadian Malartic se trouvent très près du milieu habité.

Dans le cadre de l'agrandissement de la mine d'or à ciel ouvert Canadian Malartic en 2016, des audiences publiques ont été tenues à Malartic et plusieurs citoyens ont fait part de leurs inquiétudes, notamment au niveau des risques potentiels pour leur santé et du dérangement des retombées qui s'accumulent sur leurs propriétés. Les normes actuelles n'exigent pas la mesure de la concentration des matières particulaires PM 10 (soit celles faisant moins de 10 micromètres de diamètre) contrairement aux particules PM 2.5. Des mesures de la qualité de l'air prises à Malartic en 2013 ont démontré que la concentration de particules PM 2.5 n'était pas problématique, mais que la quantité de poussière totale a dépassé les normes à 47 reprises en 13 mois (Bégin, 2016). La Direction de la santé publique (DSP) de l'Abitibi-Témiscamingue voudrait que les concentrations de poussières PM 10 soient mesurées, car il est prouvé dans la littérature que ce type de particules a des effets néfastes tels que l'augmentation des symptômes respiratoires chez les gens atteints de maladies chroniques et un excès de mortalité à long terme. Selon la DSP, ce critère est manquant dans l'évaluation du risque toxicologique (Bégin, 2016).

Le doute autour de l'impact des poussières ralentit le développement de nouveaux projets miniers en plus de générer des tensions au sein de communautés. Il est donc primordial de développer des outils adéquats pour qualifier et quantifier les risques encourus par la population avoisinant ces sites.

Suite à une analyse réalisée en 2012 par le Comité directeur de la gestion environnementale du Conseil canadien de l'innovation minière (Hatch, 2013), différents enjeux environnementaux prioritaires ont été identifiés. Parmi les dix enjeux identifiés se trouve celui d'acquérir de meilleures connaissances et méthodes de caractérisation des émissions de matières particulaires PM 2.5. L'industrie minière canadienne est consciente du risque toxicologique des émissions atmosphériques et désire être mieux outillée afin de choisir les technologies adéquates pour diminuer les risques reliés aux émissions de poussières et ainsi favoriser l'acceptabilité sociale de ses projets.

Dans le cadre de demande de certificats d'autorisation (CA) auprès des instances gouvernementales, des analyses de risque peuvent être exigées pour évaluer le risque que posent ces activités et définir les mesures pour diminuer l'exposition des gens à ces contaminants (Institut national de santé publique du Québec [INSPQ], 2012). Selon les caractéristiques physiques et chimiques des contaminants (Centre canadien d'hygiène et de sécurité au travail [CCHST], 2018, Girouard et Zagury, 2009), plusieurs approches sont utilisées pour estimer le risque auquel est exposée la population. Les approches utilisées qui se basent sur les concentrations totales des contaminants ne correspondent pas toujours à ce qui est observé dans la réalité. De nouvelles approches sont donc développées pour estimer de manière plus

précise la quantité de contaminants qui peut être absorbée par un individu. En ce qui concerne les différentes voies d'exposition possibles aux contaminants, les connaissances sont plus avancées en ce qui concerne l'exposition par ingestion que dans le cas de l'inhalation et du contact dermique (Wiseman, 2015).

Des conditions simulant l'environnement physico-chimique des poumons humains peuvent être recréées en laboratoire pour estimer la quantité de contaminants solubilisables dans des fluides pulmonaires et donc potentiellement absorbés par cette voie. (Boisa et al., 2014, Caboche et al., 2011, Kastury et al., 2018a, Kastury et al., 2018b, Gray et al., 2010, Guney et al., 2016, Guney et al., 2017, Wiseman, 2015, Juhsaz et al., 2009). Il faut trouver une manière d'intégrer ces valeurs de bioaccessibilité pulmonaire aux équations classiques (INSPQ, 2012) qui régissent l'évaluation de l'exposition aux contaminants par inhalation. Ces travaux permettront par exemple de mieux prédire les conséquences liées à l'exposition par inhalation telles que l'augmentation des risques de cancers ou d'autres maladies au sein de populations touchées (Rosa et al., 2016, Maji et al., 2018).

## **1. MISE EN CONTEXTE ET OBJECTIFS**

Il est important de présenter différentes notions qui permettent de comprendre la problématique concernant la toxicité en lien avec les émissions de poussières minières. Cette section permet aussi d'établir le contexte dans lequel s'inscrit la problématique, notamment aux niveaux politiques et législatifs.

### **1.1 État de la situation au Québec**

Le 31 décembre 2015, on dénombrait 26 mines actives sur le territoire québécois dont cinq avaient entrepris des travaux d'expansion et vingt-cinq projets en étaient à différentes étapes dans le but d'être éventuellement en opération (Ministère de l'Énergie et des Ressources naturelles [MERN], 2016). De plus, 229 sites d'exploitation minière étaient inscrits à l'inventaire passif environnemental du Gouvernement du Québec, dont 22 sites en cours de restauration, 38 sites à restaurer et 48 sites à sécuriser (MERN, 2016). La carte à l'Annexe-1 présente les différentes mines actives au Québec en 2018 ainsi que les métaux et minéraux qui y sont exploités.

Le Gouvernement a lancé en mai 2011 le Plan Nord, une stratégie basée sur les principes du développement durable pour le développement du territoire québécois au nord du 49e parallèle. Ce plan vise entre autres à financer et promouvoir différents projets, dont des infrastructures, qui faciliteront le développement industriel et commercial. En concordance avec le Plan Nord, le gouvernement a émis des visions stratégiques quinquennales pour promouvoir l'activité minière, toujours selon les principes du développement durable. De plus, le Gouvernement du Québec a annoncé dans son plan économique 2017-2018 une réduction du fardeau fiscal pour l'ensemble des sociétés minières de plus de 1,3 milliard de dollars. (MERN, 2017a). En plus de cette réduction, le gouvernement a mis de l'avant diverses allocations qui visent à encourager le développement minier du Nord québécois dans le régime d'impôt minier. Il est clair que les décideurs voient d'un bon œil le développement de l'industrie minière sur le territoire québécois et qu'il vaut donc la peine de s'attarder à l'impact de cette dernière sur la population.

### **1.2 Contexte juridique et réglementaire québécois et canadien**

Au Québec, plusieurs lois et règlements régissent les activités minières, notamment la Loi sur les mines (Recueil des lois et des règlements du Québec [RLRQ], chapitre M-13.1), la Loi sur l'impôt minier (RLRQ, chapitre I-0.4) et la Loi sur les mesures de transparence dans les industries minière, pétrolière et gazière

(RLRQ, chapitre M-11.5). L'état possède les substances minérales du territoire québécois, sauf quelques exceptions. Toute personne peut obtenir un droit exclusif d'exploration (« claim ») sur un terrain qu'elle indique sur une carte si sa demande est conforme et qu'elle est la première à le faire. (MERN, 2017a). L'industrie minière est également assujettie à la Loi sur la Qualité de l'environnement, qui encadre les normes de rejets et autres aspects plus techniques.

« Les gouvernements provinciaux sont responsables de la réglementation de l'activité minière exercée sur leur territoire de compétence » (Ressources naturelles Canada [RNC], 2017). Le gouvernement fédéral intervient directement dans les cas suivants :

- Utilisation d'uranium dans le cycle de combustible nucléaire;
- Activité minière liée aux sociétés d'État fédérales;
- Travaux miniers sur les terres fédérales et dans les zones extracôtières.

### **1.2.1 La loi sur les mines**

La Loi sur les mines encadre plusieurs activités minières, dont la prospection, la recherche, l'exploration et l'exploitation. Elle dicte entre autres les conditions d'accès aux différents droits miniers (claim, bail minier, permis de recherche, etc.) (Loi sur les mines, Art. 8). Cette Loi ainsi que le Règlement sur les substances minérales autres que le pétrole, le gaz naturel et la saumure contiennent entre autres des dispositions obligeant les entreprises à présenter un plan de réaménagement et de restauration et à fournir une garantie financière pour assurer l'exécution des travaux de restauration (MERN, 2018a).

### **1.2.2 La loi sur la qualité de l'environnement**

L'article 22 de la Loi sur la qualité de l'environnement (LQE) stipule que :

« Nul ne peut ériger ou modifier une construction, entreprendre l'exploitation d'une industrie quelconque, l'exercice d'une activité ou l'utilisation d'un procédé industriel ni augmenter la production d'un bien ou d'un service s'il est susceptible d'en résulter une émission, un dépôt, un dégagement ou un rejet de contaminants dans l'environnement ou une modification de la qualité de l'environnement, à moins d'obtenir préalablement du ministre un certificat d'autorisation » (LQE, art.22).

Des règlements liés à la LQE fixent des limites de rejets pour certains éléments, notamment les polluants atmosphériques via le Règlement sur la qualité de l'atmosphère.



De plus, la Directive 019 sur l'industrie minière est l'outil couramment utilisé pour l'analyse des projets miniers en ce qui concerne la délivrance d'un CA. Cette directive dicte les exigences que tout exploitant minier doit respecter notamment en ce qui concerne les eaux usées minières et la caractérisation et la gestion des résidus miniers. Elle traite également des aspects reliés à la présentation d'un projet et du contenu de l'étude d'impact environnemental que tout requérant doit fournir au Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MDDELCC) lors d'une demande de CA (MDDELCC, 2012).

L'Assemblée nationale a adopté le 23 mars 2017 un projet de loi intitulé :

« Loi modifiant la Loi sur la qualité de l'environnement afin de moderniser le régime d'autorisation environnementale et modifiant d'autres dispositions législatives notamment pour réformer la gouvernance du Fonds vert » (MDDELCC, 2018a).

Cette adoption a permis, en mars 2018, de procéder à l'adoption d'une nouvelle approche fondée sur le niveau de risque environnemental pour concentrer les efforts ayant de grands impacts environnementaux. Dans le cadre de cette modification à la LQE, le Règlement relatif à l'évaluation et l'examen des impacts sur l'environnement de certains projets (RÉEIE) (RLRQ, c. Q-2, R.23) a été créé. Ce règlement remplace le Règlement sur l'évaluation et l'examen des impacts sur l'environnement. Les projets assujettis au RÉEIE sont, notamment, les travaux en milieu hydrique, les ports, les quais et les terminaux portuaires, les activités minières, les installations industrielles et plusieurs autres. Ce règlement s'applique à l'ensemble du territoire québécois à l'exception de certains secteurs situés dans le nord du Québec (LQE, art 133 et 168).

Afin d'obtenir les autorisations nécessaires pour procéder à l'exploitation de gisements, les entreprises minières doivent réaliser une étude d'impact environnemental qui est présentée au MDDELCC. Cette étude impact sert à estimer et évaluer les impacts du projet dans les secteurs avoisinants.

### **1.2.3 Règlement relatif à l'application de la Loi sur la qualité de l'environnement**

Le règlement relatif à l'application de la Loi sur la qualité de l'environnement (LQE, c. Q-2, r.3) présente les différents renseignements que doit contenir une demande de Certificat d'Autorisation (CA) selon la LQE. Pour les projets miniers, ce règlement indique les informations devant être transmises dans la demande telles que les caractéristiques techniques du projet, un plan des lieux et une description de la nature et du volume des contaminants susceptibles d'être émis dans l'environnement. Dans le cas de mines à ciel ouvert, ce règlement exige de présenter un plan de réaménagement du site indiquant :

- la superficie du sol susceptible d’être endommagée ou détruite;
- la nature du sol et de la végétation existante;
- les étapes d’endommagement ou de destruction du sol et de la végétation, avec une estimation du nombre d’années;
- les conditions et les étapes de réalisation des travaux de restauration.

#### **1.2.4 La procédure d’étude d’impact sur l’environnement**

Dans le cas où une entreprise minière souhaiterait opérer une mine, elle doit déposer un avis au ministre qui décrit la nature générale du projet. Le ministre indiquera à l’initiateur du projet la nature, la portée et l’étendue de l’étude d’impact sur l’environnement que celui-ci devra préparer (LQE, Art. 31.2).

Une fois l’étude d’impact déposée, celle-ci est publiée au Registre des évaluations environnementales et les spécialistes de différents ministères et organismes concernés vérifient que les exigences de la directive sont respectées. Des questions et des commentaires peuvent être communiqués suite à cet exercice, afin d’amener des précisions ou des compléments d’information à l’étude d’impact (MDDELCC, 2018a).

Le ministre rend ensuite l’étude d’impact publique et indique à l’initiateur du projet de publier un avis annonçant le début de l’évaluation environnementale du projet ainsi que le dépôt de l’étude d’impact au registre des évaluations environnementales (LQE, Art. 31.3). À cette étape, un individu, un groupe ou une municipalité peut demander au ministre la tenue d’une audience publique dans quel cas, le ministre requiert le Bureau d’audiences publiques sur l’environnement (BAPE) de tenir une audience publique et de produire un rapport présentant ses constatations. Seuls les projets identifiés dans le RÉEIE sont soumis à cette procédure d’étude d’impact sur l’environnement.

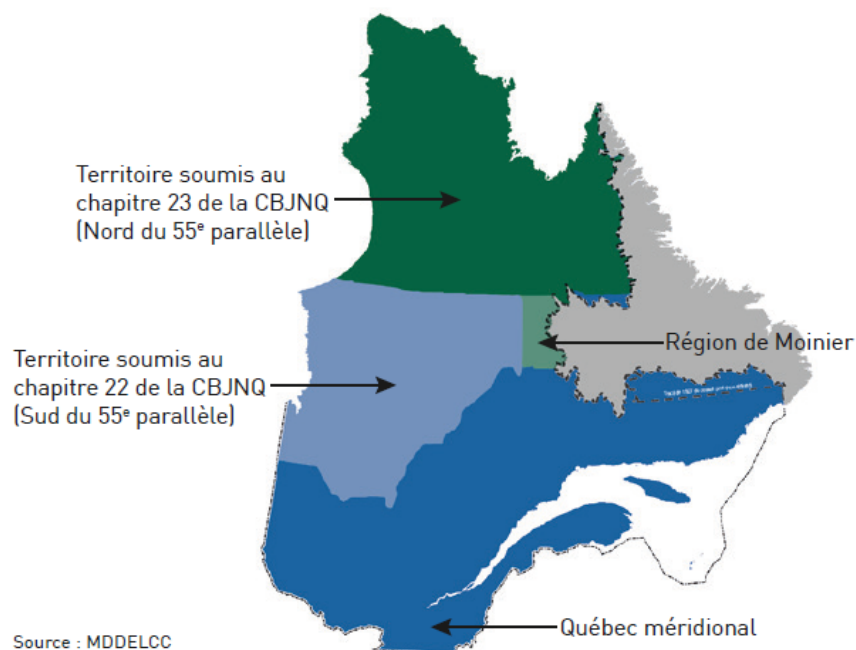
Le ministre peut, à tout moment, demander à l’initiateur du projet de fournir des renseignements supplémentaires afin d’approfondir certains aspects qu’il estime nécessaires afin d’évaluer complètement les conséquences sur l’environnement du projet proposé (LQE, Art. 31.4).

Le ministre peut exiger, via ces deux articles, qu’une étude toxicologique soit réalisée concernant des aspects jugés importants lors de l’analyse des informations préliminaires. Afin d’uniformiser les études toxicologiques produites, l’Institut national de santé publique du Québec (INSPQ) a publié un document

contenant les Lignes directrices pour la réalisation des évaluations du risque toxicologique d'origine environnementale au Québec (INSPQ, 2012).

Une fois l'étude d'impact jugée satisfaisante par le ministre, elle est soumise au gouvernement, tel que stipulé à l'article 31.5 (LQE, Art.31.5). Un certificat d'autorisation autorisant la réalisation du projet avec ou sans modification et aux conditions que le ministre détermine peut être émis ou refusé.

Le processus d'évaluation environnementale applicable dépend du territoire où se situe le projet étudié. Un document intitulé Cadre normatif s'appliquant au domaine minier (MERN, 2017b) présente les différents cadres normatifs auxquels sont soumis les projets selon le territoire où ils se situent. La figure 1.1 présente ces quatre territoires.



**Figure 1.1 : Territoires définissant la législation applicable en ce qui concerne le processus d'évaluation environnementale**  
(MERN, 2017b)

La figure 1.2 présente la procédure d'évaluation et d'examen des impacts sur l'environnement au Québec méridional, procédure à laquelle la majorité des projets miniers sont assujettis.

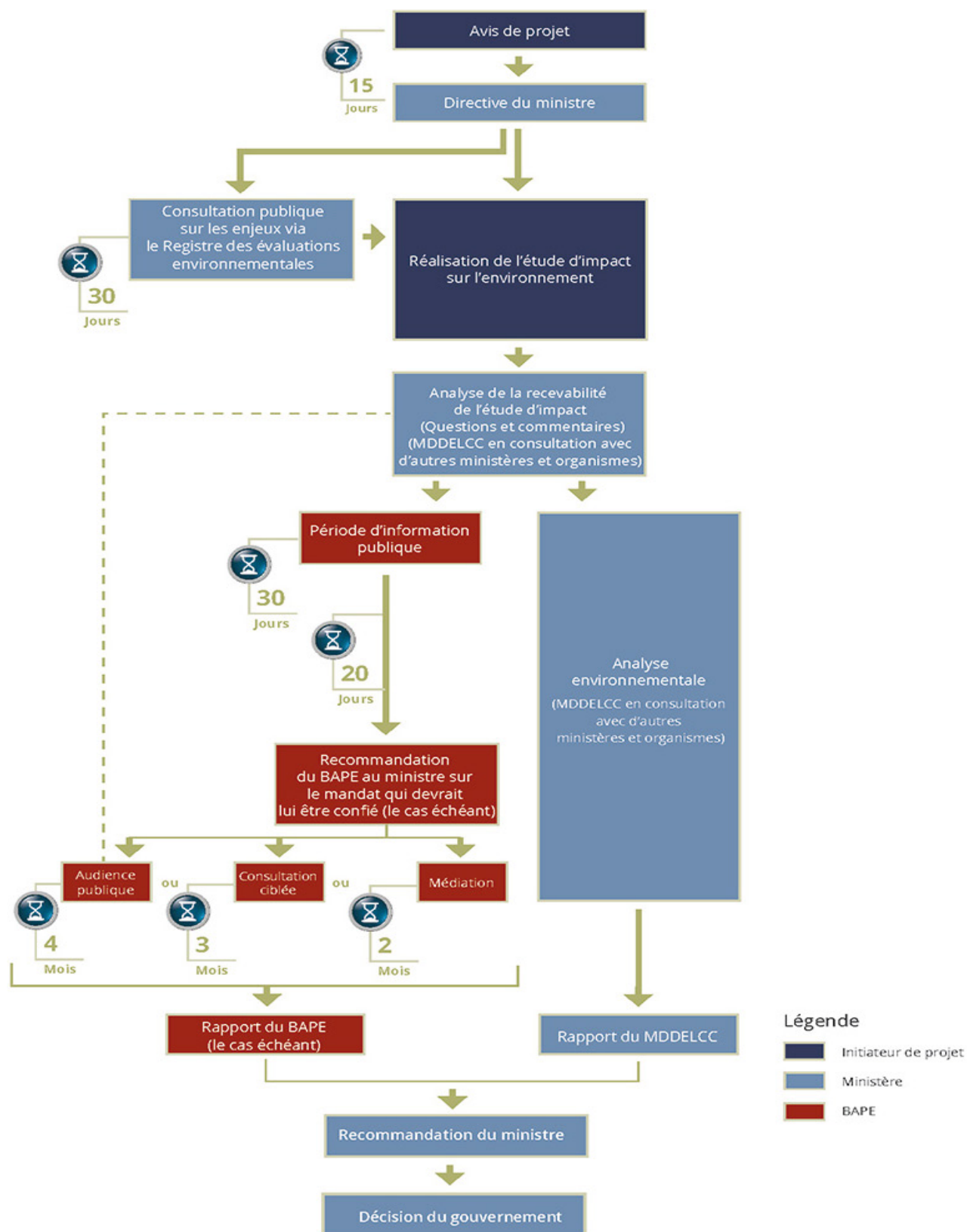


Figure 1.2 : La procédure d'évaluation et d'examen des impacts sur l'environnement au Québec méridional (MDDELCC, 2018a)

En ce qui concerne le territoire de la Baie James et du Nord québécois, les dispositions en vigueur sont les suivantes (MDDELCC, 2018b):

- Loi sur la qualité de l'environnement (RLRQ, c. Q-2);
- Règlement sur l'évaluation et l'examen des impacts sur l'environnement dans une partie du Nord-Est québécois (RLRQ, c. Q-2, r.24);
- Règlement sur l'évaluation et l'examen des impacts sur l'environnement et le milieu social dans le territoire de la Baie-James et du Nord québécois (RLRQ, c. Q-2, r.25);
- Règlement sur certains organismes de protection de l'environnement et du milieu social du territoire de la Baie-James et du Nord québécois (RLRQ, c. Q-2, r.34);
- Règles de régie interne du Comité consultatif de l'environnement Kativik, décision (80-05-29), (1982) 114 G.O. II, 4455;
- Règles de régie interne du Comité consultatif de l'environnement de la Baie-James;
- Convention de la Baie-James et du Nord Québécois et conventions complémentaires.

Ces règlements et règles suivent essentiellement les mêmes grands principes que les dispositions en vigueur pour le Québec méridional.

### **1.3 Définition de notions de toxicologie**

L'étude de risque toxicologique utilise un vocabulaire technique. Il est donc nécessaire de définir certains termes clés utilisés dans la littérature francophone. Les analyses de risques se basent sur différentes notions de toxicologie.

#### **1.3.1 Risque toxicologique, évaluation du risque toxicologique et analyse de risque toxicologique**

L'Institut national de santé publique Québec (INSPQ) définit le risque toxicologique par la :

« Probabilité que des effets néfastes sur la santé humaine se produisent à la suite d'une exposition à des agresseurs environnementaux d'origine chimique, physique ou biologique » (INSPQ, 2012).

L'évaluation du risque toxicologique (*risk assessment*) quant à elle, est définie comme étant un:

« Processus qualitatif et quantitatif qui vise à déterminer la probabilité qu'une exposition à un ou à plusieurs agresseurs environnementaux d'origine chimique, physique ou biologique produise des effets néfastes sur la santé humaine » (INSPQ, 2012).

Les termes analyse de risque et évaluation du risque sont souvent confondus, l'analyse du risque étant définie par le processus global regroupant l'évaluation du risque toxicologique, la gestion du risque et la

communication du risque (Santé et services sociaux Québec [SSSQ], 2002). Les aspects de gestion et de communication du risque ne sont pas abordés dans cet essai.

### 1.3.2 Exposition, biodisponibilité et bioaccessibilité

Afin de qualifier et quantifier le risque toxicologique auquel sont soumis des individus, il faut déterminer l'exposition de ceux-ci aux différents contaminants ciblés. Pour évaluer l'exposition, il faut (INSPQ, 2012) :

« estimer les doses d'exposition potentielles chez des individus en contact avec des substances toxiques présentes dans l'environnement. Les doses d'exposition sont calculées à partir des concentrations de contaminants mesurées ou estimées dans l'environnement et des conditions d'exposition du scénario étudié ».

La biodisponibilité correspond à la fraction du contaminant administré, absorbé par la circulation systémique (Caboche, 2009).

Deux types de biodisponibilités existent soit la biodisponibilité absolue et la biodisponibilité relative. La biodisponibilité absolue s'évalue ainsi (Caboche, 2009) :

$$\text{Biodisponibilité absolue (\%)} = \frac{\text{dose absorbée}}{\text{dose administrée}} \times 100$$

La biodisponibilité absolue est déterminée par le rapport entre la quantité absorbée suite à l'exposition par une des voies d'exposition et la quantité absorbée par voie intra-veineuse, qui elle équivaut à 100% de la dose (Caboche, 2009). Cette approche est utilisée dans le cas de composés qui sont facilement absorbés tels que des médicaments.

La biodisponibilité relative s'exprime ainsi (Caboche, 2009) :

$$\begin{aligned} &\text{Biodisponibilité relative (\%)} \\ &= \frac{\text{dose absorbée via un sol}}{\text{dose absorbée via une forme de référence totalement soluble}} \times 100 \end{aligned}$$

La biodisponibilité relative implique la comparaison de « l'absorption d'un composé sous deux formes chimiques (par exemple le carbonate de plomb vs l'acétate de plomb), ou d'un composé, sous une forme identique, administré par différentes matrices (tels que la nourriture, le sol ou l'eau) » (Caboche, 2009).

Cette approche est utilisée pour les composés difficilement absorbés, notamment des métaux présents dans le sol.

La bioaccessibilité est quant à elle définie par la fraction de contaminant qui est dissoute dans les fluides digestifs du tractus gastro-intestinal (Caboche, 2009). Dans le cas de la bioaccessibilité pulmonaire, la fraction de contaminant dissoute dans les fluides pulmonaires sera considérée. Une fois solubilisée dans les fluides digestifs ou pulmonaires, cette fraction peut être transférée aux fluides systémiques, impliquant que la fraction bioaccessible est toujours égale ou plus grande que la fraction biodisponible.

#### **1.4 Objectifs de l'essai**

Tel qu'expliqué précédemment, il existe des disparités entre les différentes approches pour évaluer l'impact des contaminants sur la santé humaine, plus particulièrement au niveau de l'absorption des contaminants associés aux poussières à travers le système pulmonaire.

L'objectif principal de cet essai est donc de :

- Proposer une façon d'intégrer des données *in vitro* sur la biodisponibilité de contaminants métalliques associés aux poussières dans les analyses de risques pour la santé humaine, et ce dans un contexte minier.

Afin d'y parvenir, des objectifs secondaires ont été identifiés, soit :

- Expliquer comment les contaminants sont générés par les opérations minières.
- Présenter les différentes voies d'exposition possibles (par contact dermique, par ingestion, par inhalation).
- Présenter les méthodes actuellement utilisées dans le cadre des analyses de risque.
- Expliquer l'approche utilisée pour obtenir des données de biodisponibilité *in vitro*.

## 2. MÉTHODOLOGIE

Une méthodologie rigoureuse sera de mise lors de la recherche d'informations et de la rédaction de cet essai.

Afin de répondre aux objectifs présentés précédemment, les étapes suivantes ont été identifiées :

- La recherche de documents permettant de présenter les différentes facettes propres à la problématique des poussières (émissions, transport et propriétés des poussières minières);
- La recherche de documents décrivant les différents mécanismes d'absorption chez l'humain;
- La recherche dans la littérature d'études présentant différentes méthodologies (*in vitro* et *in vivo*) utilisées dans le cadre de l'évaluation de la biodisponibilité pulmonaire de différents composés;
- La recherche de documents critiquant les différentes approches selon différents paramètres (taille des particules analysées, combinaison de contaminants, etc.) de ces études et des liens entre les résultats obtenus par les essais *in vitro* et les observations réelles chez le vivant (*in vivo*);
- La recherche de documents présentant les différents paramètres et équations utilisés dans le cadre d'analyse de risque au Québec.
- La recherche de pistes pour intégrer les données de biodisponibilité selon les équations trouvées dans la littérature. Ces informations proviendront de la littérature, mais aussi de discussions avec le Professeur Gérald J. Zagury, Professeur titulaire au Département des génies civil, géologique et des mines de Polytechnique Montréal.

Ces différentes étapes devraient permettre de capturer l'information nécessaire pour couvrir les différentes facettes du sujet.



### 3. PROPRIÉTÉS, TRANSPORT ET CARACTÉRISATION DES MATIÈRES PARTICULAIRES

Les contaminants atmosphériques sont un mélange hétérogène de particules solides et de gouttelettes liquides se trouvant dans l'atmosphère. Les particules composant ce mélange présentent notamment des tailles, des formes et des densités différentes. Ces contaminants proviennent d'activités naturelles (les feux de forêt, les éruptions volcaniques, etc.) et d'activités anthropiques (agriculture, industrie, construction, combustion, transport, etc.) (Commission de coopération environnementale [CCE], 2018). Il est important de comprendre la manière dont se propagent les contaminants dans l'atmosphère sous forme de matières particulaires pour estimer la toxicité qui en découle. Cette section présente les caractéristiques et phénomènes qui entrent en jeu quand vient le temps d'estimer la biodisponibilité des particules.

#### 3.1 Taille

La taille des particules influence grandement la manière dont celles-ci se comportent et se propagent dans l'environnement. Selon la taille des particules (diamètre aérodynamique ou « diamètre aéraulique »), les particules sont classées dans des groupes comprenant des particules se comportant de manière semblable (Commission fédérale de l'Hygiène de l'air [CFHA], 2007) :

- PM 10: particules d'un diamètre aérodynamique (ou diamètre aéraulique) inférieur à 10 micromètres, appelées « particules grossières »;
- PM 2.5 : particules dont le diamètre est inférieur à 2,5 micromètres, appelées « particules fines »;
- PM 1 : particules dont le diamètre est inférieur à 1,0 micromètre, appelées « particules très fines »;
- PM 0.1 : particules dont le diamètre est inférieur à 0,1 micromètre, appelées « particules ultrafines » ou « nanoparticules ».

Le diamètre aérodynamique est défini comme le diamètre qu'une particule sphérique d'une densité de 1 g/cm<sup>3</sup> devrait avoir pour présenter une même vitesse de chute que la particule considérée (CFHA, 2007). Cette mesure inclut donc indirectement la masse de la molécule étudiée. La figure 3.1 présente la relation entre la taille et la masse d'une particule et le diamètre aérodynamique équivalent.

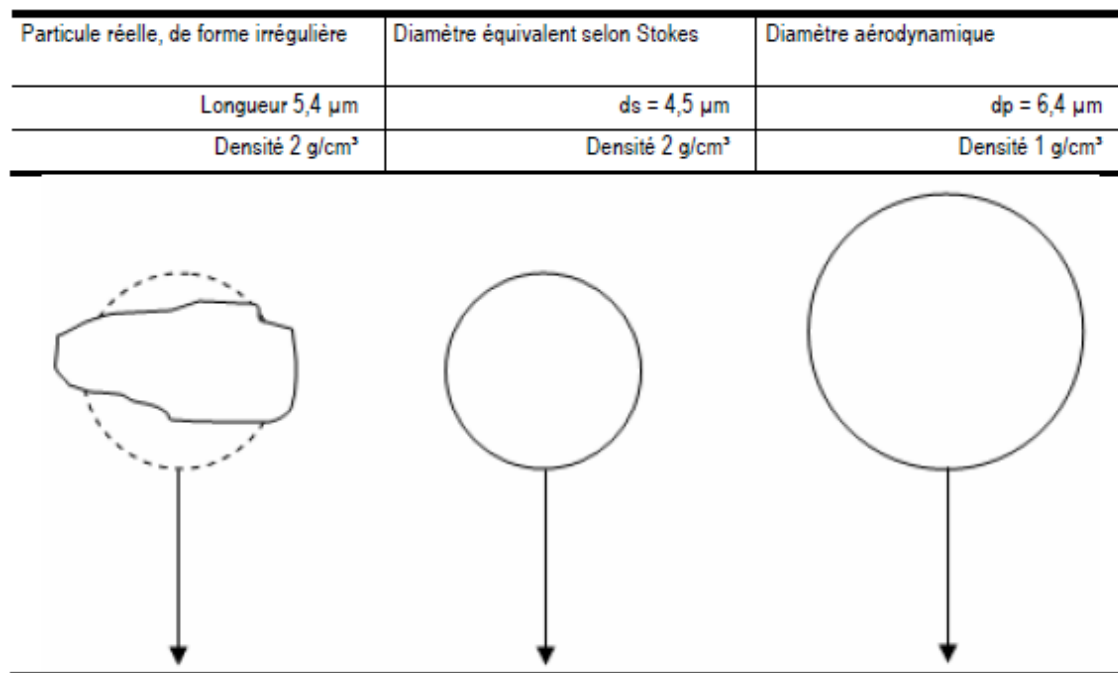
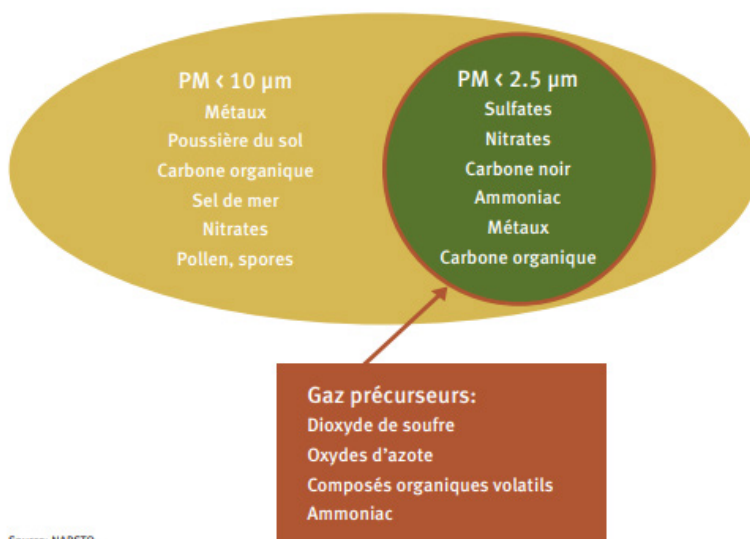


Figure 3.1 : Relation entre la taille d'une particule réelle, le diamètre selon Stokes ( $d_s$ ) et le diamètre aérodynamique ( $d_p$ ) (CFHA, 2007)

### 3.2 Composition chimique

Les poussières peuvent contenir plusieurs types de contaminants (fibres, pollen, etc.). La figure 3.2 présente la répartition typique de matières particulaires (CCE, 2018).



Source: NARSTO.

Figure 3.2 : Composition représentative des matières particulaires (CCE, 2018)

En ce qui concerne le problème environnemental causé par les poussières générées au sein de mines, les poussières proviennent essentiellement du sol et comprennent entre autres des métaux et métalloïdes. Les métaux et métalloïdes sont rarement retrouvés sous la forme pure dans l'environnement et sont souvent retrouvés sous la forme de minéraux, combinés à d'autres éléments. La forme sous laquelle un métal(loïde) est retrouvé lui confère des propriétés très précises. L'arsenic se retrouve par exemple sous différentes formes dont l'arsenic V et l'arsenic III, selon les caractéristiques du sol dans lequel il se retrouve. Une étude menée sur la biodisponibilité de l'arsenic (Bradham et al., 2011) a mis en lumière la différence de la biodisponibilité selon la spéciation de l'arsenic présent. Cette spéciation des différents composés présents varie donc d'un site à un autre. Les différents composés sont donc retrouvés sous diverses formes, plus ou moins réactives.

Les minéraux sont typiquement groupés selon huit classes en fonction de l'anion ou du groupe d'anion dominant. Des sous-classes sont ensuite utilisées pour distinguer les composés d'une même classe selon des critères chimiques ou structuraux (Coquard, 2012).

**Tableau 3.1 : Classes des substances minérales** (reproduit de Chartier et Lansiaart, 2004)

| Classes                                       | Éléments   |
|---|--|
| Sulfures et Sulfosels                         | Sulfures, Sélénures, Tellures, Arsénures, Antimoinures, Sulfosels, Oxsulfures et Hydroxysulfures |
| Halogénures                                   |  |
| Oxydes et Hydroxydes                          | Oxydes, Hydroxydes   |
| Carbonates, Nitrates, Borates et Iodates      | Carbonates, Nitrates, Borates et Iodates   |
| Sulfates, Chromates, Molybdates et Tungstates | Sulfates, Chromates, Molybdates et Tungstates  |
| Phosphates, Arsenates et Vanadates            | Phosphates, Arsenates et Vanadates   |
| Silicates                                     | Orthosilicates, Sorosilicates, Cyclosilicates, Inosilicates, Phyllosilicates et Tectosilicates   |
| Composés organiques                           |  |

Les composés présents dans la poussière ont différents effets sur les différents organes exposés. Il serait naturel de croire que la combinaison de différents contaminants engendrerait la combinaison des conséquences de chacun mais certaines études tendent à prouver que la combinaison de contaminants peut aggraver ou amoindrir les conséquences de chacun. Une étude s'est entre autres attardée à la combinaison de l'arsenic, du cadmium et du plomb chez la souris (Ollson et al., 2017). Cette étude a conclu que suite à l'exposition d'une combinaison de contaminants, l'impact des contaminants est beaucoup plus difficile à prédire que dans le cas d'un seul contaminant. Dans le cas où des souris sont par exemple exposées à un mélange d'arsenic et de cadmium, la biodisponibilité de l'arsenic se trouve

diminuée, possiblement en raison de l'influence du cadmium sur les protéines de transport de phosphate. Bref, il est important de cerner la chimie présente au sein des différentes particules pour prévoir la toxicité du mélange de celles-ci chez le vivant.

### **3.3 Durée de suspension**

La durée de séjour dans l'atmosphère des particules est fonction du type de processus qui va entraîner leur déposition et donc, essentiellement de la taille des celles-ci. Les particules plus grossières (fraction des MP 10 de taille comprise entre 10 et 2,5 micromètres) sédimentent ou se déposent par impaction relativement rapidement, de par leur masse. Leur temps de séjour dans l'atmosphère est de l'ordre d'un jour (CFHA, 2007). Les mouvements d'air peuvent par contre remettre en suspension ces particules, rendant plus difficile la prédiction du moment où elles vont se poser au sol.

En ce qui concerne les particules ultrafines (ou nanoparticules PM 0.1), d'autres phénomènes entrent en jeu, accélérant leur élimination. Leur durée de séjour dans l'atmosphère est donc généralement la plus faible, variant entre quelques minutes et quelques heures (CFHA, 2007).

Ce sont les particules très fines (fraction des PM 1 de taille comprise entre 1,0 et 0,1 micromètre) qui demeurent le plus longtemps dans l'atmosphère. Ces particules peuvent demeurer des semaines en suspension, leur permettant de parcourir de grandes distances. Ces particules sont généralement éliminées par des précipitations et ont le temps de s'accumuler dans l'atmosphère. (CFHA, 2007).

Des modélisations considérant les conditions météorologiques, la composition et les tailles des particules permettent d'évaluer le rayon de propagation de celles-ci et ainsi estimer la quantité et le type de poussière qui pourrait affecter les gens, à différentes distances du point d'émission. Les gens plus près des sources d'émission, dont les travailleurs, vont être plus exposés aux particules grossières et ultrafines tandis que les gens se trouvant à une plus grande distance vont être plus particulièrement affectés par les particules très fines.

### **3.4 Impact sur la biodisponibilité**

La combinaison de différents facteurs physiques et chimiques va donc favoriser ou nuire au transfert des contaminants des matières particulaires aux fluides corporels. La figure 3.3 présente par exemple comment différentes propriétés de l'arsenic influencent sa biodisponibilité chez l'homme.

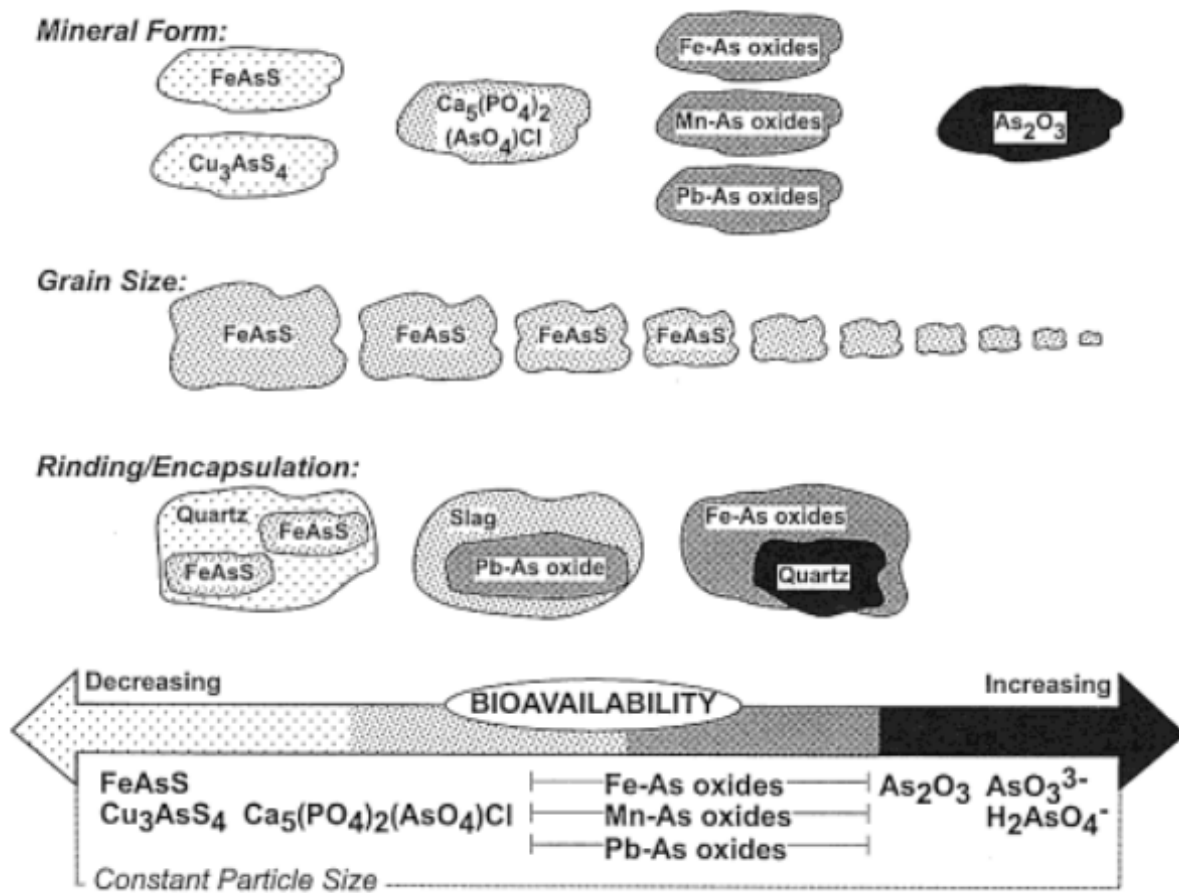


Figure 3.3 : Diagramme de l'impact de la spéciation, des tailles des particules et de la morphologie des particules de sol sur la biodisponibilité (Ruby et al., 1999)

Il est donc très important de bien caractériser les différentes matières particulaires afin de pouvoir prévoir leur comportement dans l'environnement et chez l'humain.

#### **4. MÉTHODES DE CARACTÉRISATION ET SUIVI DES MATIÈRES PARTICULAIRES**

Les activités minières sont assujetties au Règlement sur l'assainissement de l'atmosphère (RAA) (RLRQ, c. Q-2, r.4.1). Ce règlement est un règlement-cadre comprenant notamment des normes d'émissions et des normes de qualité de l'atmosphère (MDDELCC, 2014). De plus, il comprend une section présentant les méthodes, modalités et suivi des mesures et des analyses en matière de qualité de l'air.

Un guide a été créé afin de faciliter la compréhension et l'application des différents articles de ce règlement soit le Guide d'application du Règlement sur l'assainissement de l'atmosphère (MDDELCC, 2014). Ce guide mentionne notamment que l'échantillonnage de l'air doit être effectué selon les méthodes de référence prescrites au Cahier no 4 du Guide d'échantillonnage à des fins d'analyses environnementales publié par le Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec (MDDELCC, 2016).

Pour caractériser des émissions particulières à un endroit précis, deux paramètres sont utilisés soit les paramètres quantitatifs et qualitatifs. De plus, dans le cas de nouvelles sources d'émissions, une modélisation peut permettre d'estimer si une nouvelle source ou un ensemble de nouvelles sources contribueront ou non au dépassement des normes en vigueur (MDDELCC, 2005).

##### **4.1 Méthodes de quantification**

Afin de quantifier les particules, il existe trois approches soit la méthode gravimétrique, la méthode non gravimétrique, et la mesure du nombre de particules et la répartition par tailles.

###### **4.1.1 Méthode gravimétrique**

La méthode de référence est la méthode gravimétrique, qui consiste à peser les particules déposées sur un filtre en divisant la masse mesurée par le débit d'air ayant circulé à travers celui-ci, à température et hygrométrie constantes (CFHA, 2007).

Les procédés gravimétriques sont laborieux et dispendieux en plus d'engendrer de longs délais pour obtenir des mesures, ils sont toutefois très utilisés pour échantillonner les PM<sub>10</sub> et PM<sub>2.5</sub>. De plus, ces procédés ne prennent pas en compte la variation de la charge durant le test. Des appareils de mesure en continu basés sur d'autres principes ont donc été développés.

#### **4.1.2 Méthode non-gravimétrique**

La méthode non-gravimétrique est basée non sur la masse des particules, mais sur la mesure de celles-ci grâce à la lumière. Comme dans le cas de la méthode gravimétrique, les jauges  $\beta$  (bêtamètres), sont constituées d'une tête de prélèvement, d'un filtre et d'une pompe réglée pour aspirer un certain débit d'air. La différence se situe dans le fait qu'on ne pèse pas les filtres, mais on dirige sur eux un faisceau en continu de rayons  $\beta$  et le degré d'atténuation du rayonnement engendré par les particules déposées sur le filtre est déterminé (CFHA, 2007). Cette méthode prend donc en compte les fluctuations durant la mesure et permet donc d'évaluer la fluctuation de la charge de particules.

#### **4.1.3 Mesure du nombre de particules et la répartition par taille**

Une approche de plus en plus fréquente est celle où on s'intéresse non seulement à la concentration massique de particules fines, mais également à leur nombre et à la répartition par taille (granulométrie). Les particules ultrafines (<100 nm) ne sont qu'une part minime de la masse totale de particules et ne sont pas considérées de façon adéquate par les mesures de PM 10 et PM 2.5 (CFHA, 2007).

Afin de mesurer la concentration numérique d'un type de particules dans l'air, les spécialistes ont généralement recours à des compteurs de noyaux de condensation. La granulométrie est par la suite estimée grâce à divers appareils de mesure basés sur des principes d'optique. (CFHA, 2007). Pour mesurer les émissions annuelles de particules, on utilise des instruments statistiques et mathématiques basés sur des valeurs théoriques (Coquard, 2012).

#### **4.2 Paramètres qualitatifs**

La récolte d'échantillons permet notamment d'estimer la quantité de poussière émise, mais également de grouper les particules en effectuant une ségrégation des particules en fonction de leurs natures minéralogiques. Cette classification permet de prédire comment chaque groupe de particules va se comporter selon certaines conditions, au-delà du comportement lié à la taille des particules (Coquard, 2012).

#### **4.3 Modélisation de la dispersion atmosphérique**

Une modélisation de la dispersion atmosphérique peut être exigée par le MDDELCC dans le cas d'une étude d'impact sur l'environnement afin d'évaluer la concentration des contaminants dans l'atmosphère. La modélisation permet de comparer les valeurs obtenues aux critères émis dans le cadre du RAA (MDDELCC, 2014).

Trois documents de référence ont été émis afin d'encadrer le processus de modélisation de la dispersion atmosphérique soit (MDDELCC, 2014) :

- Guide de la modélisation de la dispersion atmosphérique;
- Guide d'estimation de la concentration de dioxyde d'azote dans l'air ambiant;
- Devis de modélisation de la dispersion atmosphérique – Modélisation niveau 2.

Ces modélisations tiennent compte des conditions atmosphériques, de l'effet des bâtiments, du niveau de contamination dans l'air ambiant, etc. (MDDELCC, 2005).

#### **4.4 Suivi des mesures d'émissions**

Selon le RAA, un rapport présentant les résultats des échantillonnages effectués selon les modalités prescrites au cahier n° 4 du Guide d'échantillonnage doit être présenté périodiquement au MDDELCC. Dans le cas où le suivi ne serait pas effectué adéquatement, des sanctions administratives pécuniaires sont prévues dans le RAA.



## **5. GÉNÉRATION ET TRANSPORT DE POUSSIÈRES**

La section suivante présente comment les poussières sont générées dans le contexte minier et de quelles manières ces dernières se propagent par la suite.

### **5.1 Phases du cycle minier**

Le cycle de vie d'une mine comprend les quatre phases suivantes : l'exploration et la faisabilité, l'aménagement et la construction, l'exploitation minière et finalement, la fermeture et la restauration du site (Comité sectoriel de Main d'œuvre de l'industrie des mines, 2018). Le type, la quantité d'émissions atmosphériques ainsi que les moyens de mitigation varient d'une phase à l'autre. La figure 5.1 présente les différentes étapes ainsi que des activités qui y sont associées (Gouvernement du Canada, 2017b).

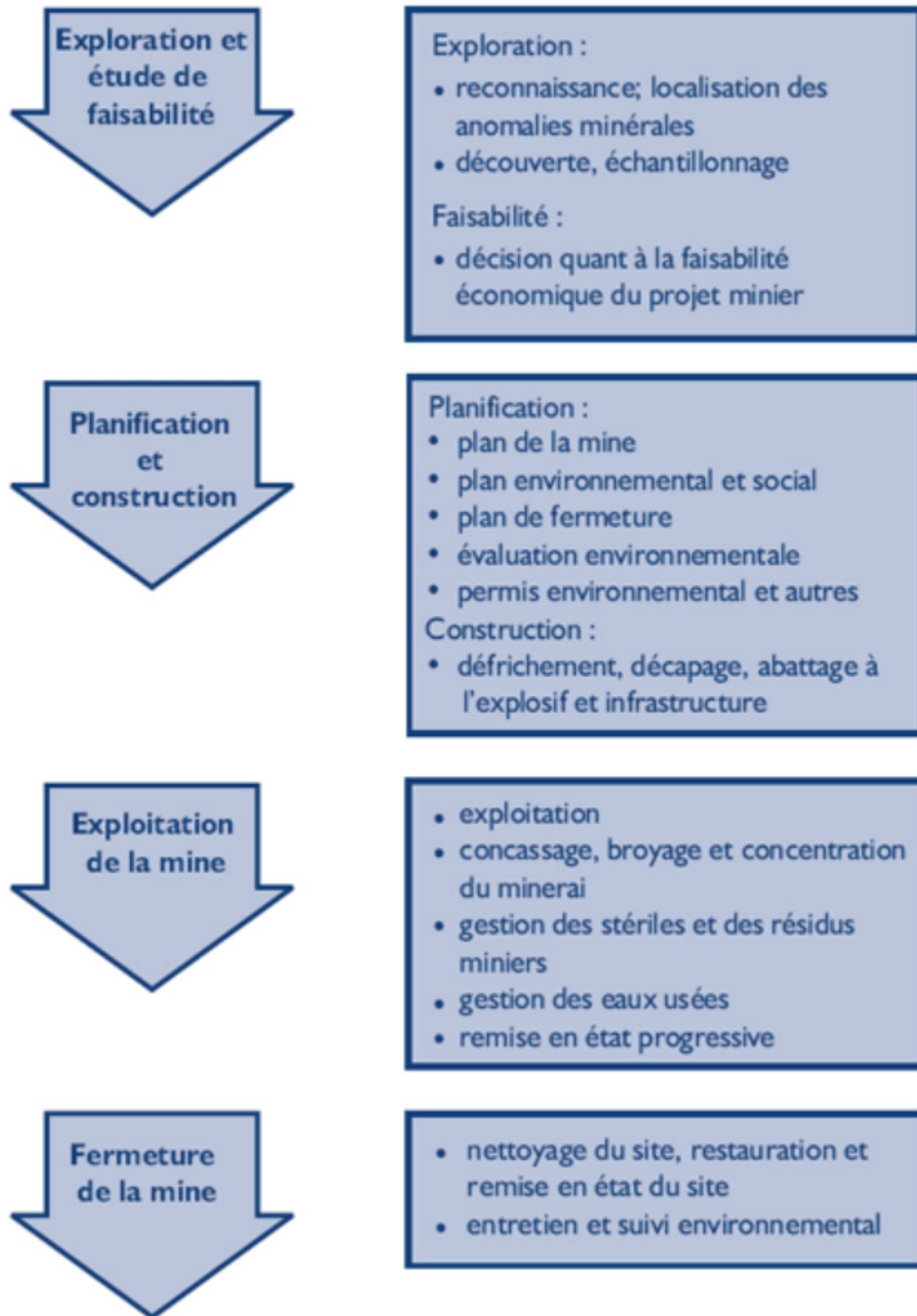


Figure 5.1: Activités du cycle de vie d'une mine (Gouvernement du Canada, 2017b)

### **5.1.1 Exploration et faisabilité**

L'exploration permet d'identifier des sites où se trouvent des gisements de minerai exploitable. Des programmes de forage sont mis sur pied pour extraire une quantité suffisante d'échantillons qui permettront de réaliser des analyses sur la faisabilité technique, financière et environnementale de l'exploitation de ce gisement.

Durant cette phase, il y a généralement peu d'activités générant de grandes quantités d'émissions atmosphériques. Il y a tout de même des activités de forage, d'excavation et de manutention de matériel qui peuvent engendrer des dégagements (*Department of Industry, Innovation and Science [DIIS], 2018*).

### **5.1.2 Aménagement et construction**

Dans le cas où un gisement serait identifié comme étant viable, l'aménagement et la construction pourront commencer. Avant d'entreprendre la construction, une série d'étapes passant par l'ingénierie, la demande de permis, etc. devront être effectuées. Cette phase dure en moyenne de cinq à dix ans dont environ deux à quatre années sont consacrées à la construction des bâtiments et infrastructures nécessaires à l'opération.

Durant la phase de construction, une pléthore d'activités, telles que l'aménagement du site et la construction de routes qui génèrent de grandes quantités de poussières. L'intensité des émissions atmosphériques est parfois plus grande lors de la phase de construction que lors de la phase d'exploitation minière (DIIS, 2018).

### **5.1.3 Exploitation minière**

La troisième phase consiste à extraire le minerai du sol et à le traiter afin d'obtenir un produit minéral de valeur, tel que des métaux. Le minerai extrait est acheminé vers un procédé de traitement où le minerai est concassé, broyé et subit différents procédés qui permettent ultimement d'avoir un minerai concentré. Les procédés en question permettent donc de séparer le minéral voulu de la roche stérile. La roche stérile peut être réutilisée afin de remplir des excavations sur le site ou servir à la construction de routes. La durée d'exploitation varie grandement d'une mine à l'autre.

Certaines mines ne comprennent pas d'usine de traitement (ou concentrateur), dans ce cas, le minerai serait transporté à un autre site pour être transformé.

Les émissions proviennent des déplacements de véhicules sur le site, de sources diffuses telles que les piles d'entreposage au sein du site, de points de transfert entre différents convoyeurs, de la manipulation de matériel, d'équipements fixes (concasseurs, broyeurs, etc.) et autres. (DIIS, 2018) La figure 5.2 présente un exemple de point de transfert susceptible de dégager des poussières, soit le transfert de matériel d'un convoyeur à une pile d'entreposage.



**Figure 5.2: Exemple d'un point de transfert de matériel** (Maptek, 2018)

Plusieurs mines sont désormais dotées de systèmes de mitigation des poussières afin d'en limiter l'émission.

#### **5.1.4 Fermeture et restauration**

Une fois le minerai traité, on retrouve sur les sites miniers des parcs à résidus et de haldes à stériles, tel que présenté à la figure 5.3.



**Figure 5.3: Exemple de dépôt de résidus secs** (Kuchling, 2018)

Les sites miniers possédant ce type de dépôt de résidus secs s'exposent à la possibilité qu'une grande quantité de poussières soient générées.

La principale source d'émissions atmosphériques lors de la fermeture provient de l'érosion par le vent des surfaces qui n'ont pas été réaménagées. Par le passé, lorsque l'exploitation de la mine était terminée, le site était fermé et restauré. Une bonne pratique pour limiter le dégagement de poussière et limiter la génération de drainage minier acide (DMA) est de réaménager dès que possible les parties du site pouvant être réhabilitées, sans attendre la fermeture complète de la mine. (DIIS, 2018). Les zones modifiées par les activités minières pourront être remises en état afin de pouvoir accueillir des écosystèmes.

## 6. VOIES D'EXPOSITION AUX CONTAMINANTS

Il existe trois voies d'exposition permettant aux contaminants de passer de l'environnement à l'humain soit l'ingestion, le contact dermique et l'inhalation. En ce qui concerne les matières particulaires, l'ingestion et l'inhalation sont les principales voies d'exposition (Guney et al., 2016).

### 6.1 Absorption par inhalation

Cette section présente l'absorption via les voies respiratoires. La description de l'absorption par inhalation sera très détaillée puisque l'emphasis est mise sur ce type d'absorption dans l'essai. Le système respiratoire peut se diviser en deux parties : les voies aériennes supérieures et les voies aériennes inférieures. Les voies aériennes supérieures comprennent le nez, les voies nasales, la bouche et le pharynx, jusqu'aux cordes vocales dans le larynx. Les voies aériennes inférieures débutent aux cordes vocales et suivent la trachée, les bronches et les bronchioles. Les alvéoles se trouvent à l'extrémité de chacune des bronchioles (CCHST, 2018).

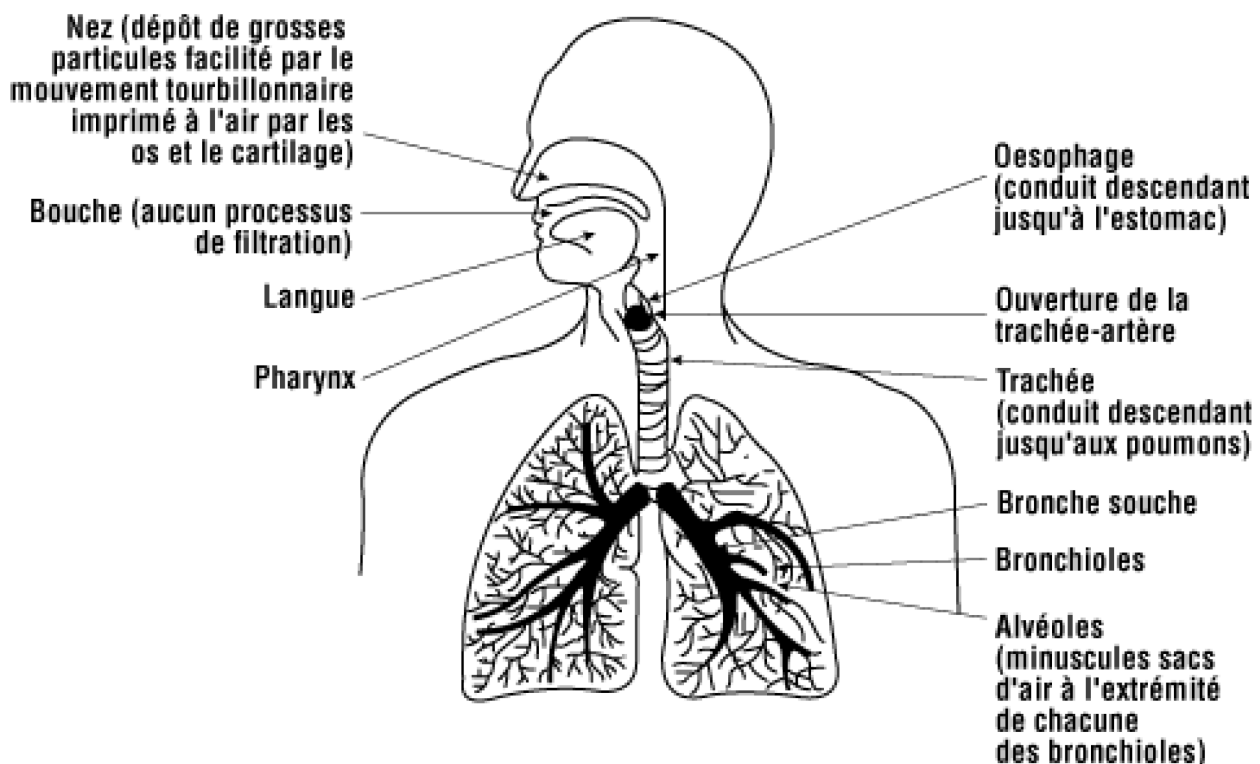


Figure 6.1 : Voies respiratoires chez l'humain (CCHST, 2018)

Différents mécanismes dirigent la déposition des particules dans le système respiratoire soit l'interception, l'impaction, la sédimentation et la diffusion (CCHST, 2018).

### **6.1.1 Interception**

Une particule est interceptée quand elle se déplace si près de la surface des voies aériennes qu'une de ses extrémités y touche (CCHST, 2018).

### **6.1.2 Impaction**

Les particules en suspension suivent généralement leur trajectoire initiale. Quand elles atteignent une courbe dans les voies aériennes, de nombreuses particules frappent les parois et y adhèrent plutôt que suivre l'écoulement de l'air (CCHST, 2018).

### **6.1.3 Sédimentation**

La gravité tend à ramener les particules vers la surface terrestre, entraînant le dépôt des particules à la surface des poumons. Ce type de dépôt est très commun dans les bronches et les bronchioles (CCHST, 2018).

### **6.1.4 Diffusion**

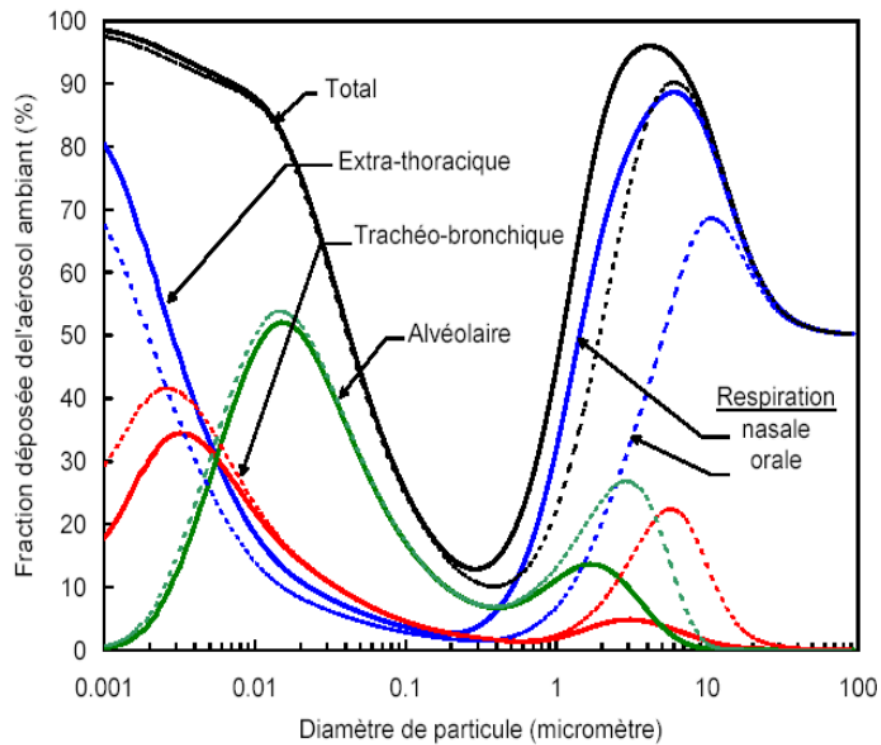
Le mouvement aléatoire des particules (mouvement « brownien ») agite les particules de très petite taille (moins de 0.5  $\mu\text{m}$ ), entraînant leur dépôt sur les parois pulmonaires. La diffusion est le mécanisme de dépôt le plus important dans le cas des voies aériennes fines et au sein des alvéoles (CCHST, 2018).

## **6.2 Répartition des particules au sein du système respiratoire**

La taille des particules guide l'endroit où elles vont se loger dans l'appareil respiratoire (Coquard, 2012).

- Poussière inhalable (PM 100) : particules pénétrant par le nez et la bouche durant l'inhalation;
- Poussières thoraciques (PM 10) : particules pouvant pénétrer dans la trachée et les bronches;
- Poussière respirable ou alvéolaire (PM 4) : fraction inhalée pénétrant plus loin que les voies aériennes non ciliées (bronchiole et alvéoles);
- Poussière fine (PM 2.5) : particules considérées comme critique pour les populations à risque (enfants, malades, etc.);
- PM 1: dont le diamètre est inférieur à 1,0 micromètre, appelées « particules très fines ». Ces particules peuvent passer la barrière alvéolo-capillaire.

La 6.2 illustre le taux de déposition dans les différentes régions pulmonaires en fonction de la grosseur des particules (Muller et al., 2010).



**Figure 6.2 : Prédiction du dépôt total et régional des particules dans les voies respiratoires de l'humain en fonction des particules (Muller, 2010)**

Selon l'OMS, l'impact sur la santé des particules fines (PM 2.5) est plus important que celui des particules grossières (CFHA, 2007).

Une fois déposées dans le système respiratoire, les particules sont transférées de la phase gazeuse à la phase aqueuse grâce aux fluides biologiques (Geiser et Kreylin, 2010). Les particules interagissent avec les fluides pulmonaires et les liquides extracellulaires où elles peuvent être dissoutes en partie ou totalement (Geiser and Kreyling, 2010). Le fluide pulmonaire et le fluide extracellulaire sont deux liquides possédant des caractéristiques différentes, les conséquences entraînées par le contact avec l'un ou l'autre de ces fluides sont donc différentes.

Les métaux et métalloïdes de diamètre entre 1 nm et 1 µm peuvent se dissoudre en ions et en particules nanoscopiques et se disperser dans les deux types de fluides. Ces particules dissoutes peuvent engendrer des réponses toxicologiques pulmonaires, telles que de l'inflammation (Costa et Dreher, 1997) ou diffuser à travers la barrière aérienne-sanguine et se retrouver dans la circulation systémique (Utembe et al. 2015).



Une fois les particules déposées, il existe trois mécanismes pour les dégager des voies respiratoires : l'absorption dans le système sanguin, le transfert vers le système gastro-intestinal et le transfert vers les ganglions. Lorsque le volume de fraction insoluble dépasse la capacité de nettoyage du poumon, une accumulation au niveau des poumons se produit, entraînant diverses maladies chroniques (Katsury et al., 2017).

### **6.3 Absorption par ingestion**

L'absorption de poussière par ingestion peut s'effectuer de différentes manières. Dans un premier temps, les particules peuvent se déposer sur des aliments qui seront ingérés par la suite. Les particules peuvent adhérer à la peau, la peau des mains par exemple, et les particules peuvent ainsi être ingérées quand les mains sont portées à la bouche. Les sols peuvent également être ingérés directement, notamment chez de jeunes enfants (Guney et al., 2010).

De plus, les particules grossières qui sont évacuées du système respiratoire tel que mentionné précédemment, peuvent être redirigées vers le système digestif. Ces poussières qui ont été respirées doivent donc être également considérées comme des particules ingérées dans le cadre d'une analyse de risque. Plusieurs études négligent ce phénomène, écartant les particules de plus grande taille dans les essais en laboratoire quand dans la réalité, les contaminants liés à celles-ci se retrouvent dans le système digestif.

Le système digestif est présenté à la figure 6.3.

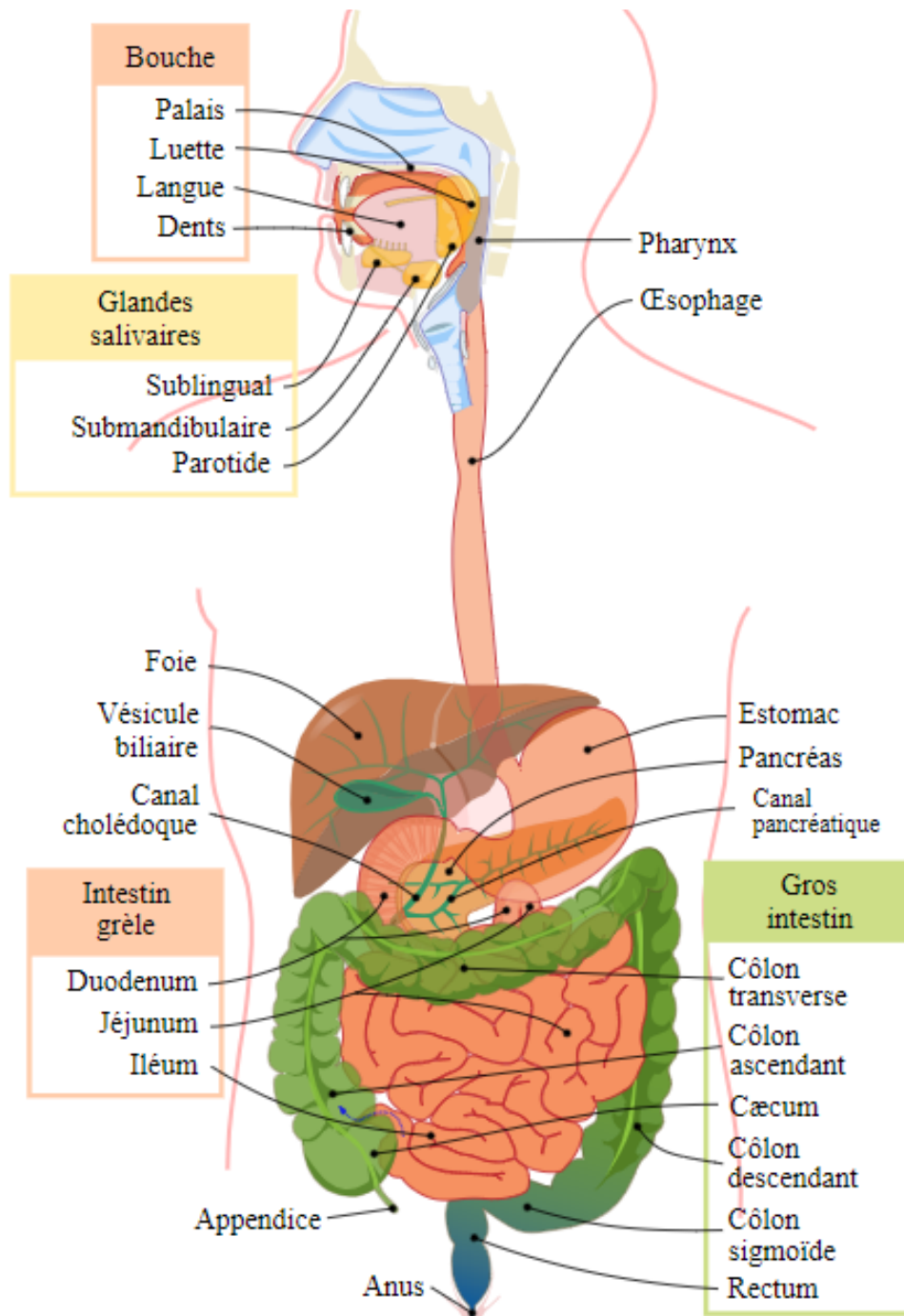


Figure 6.3: Le système digestif (Ruiz, 2006)

#### 6.4 Absorption par contact dermique

La peau est le plus gros organe humain avec une surface moyenne de  $1.8 \text{ m}^2$ . Elle agit à titre de barrière protectrice pour le corps humain en plus de réguler la température et prévenir la perte d'eau (*World Health Organization* (WHO), 2006). La peau est composée de différentes couches, soit de l'épiderme, du

derme, du tissu sous-cutané et d'une multitude d'autres organes tels que les glandes sudoripares, les glandes sébacées et les follicules pileux. La figure 6.4 présente un schéma typique de la peau.

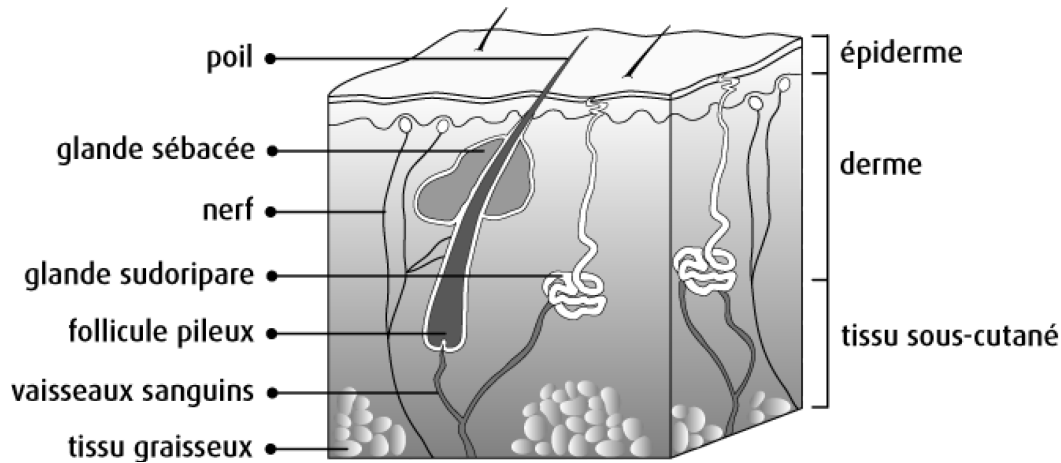


Figure 6.4: Schéma de la peau humaine (Société canadienne du cancer, 2018)

Bien que la fonction première de la peau en soit une de protection, il a été prouvé que la peau est perméable à différents composés, notamment à travers les différents appendices qu'elle contient (WHO, 2006). Quand une grande surface de peau est exposée aux contaminants, cette voie d'absorption peut devenir problématique. La US-EPA a développé deux approches pour évaluer la dose de contaminants absorbée, une estimant l'exposition par contact avec de l'eau, et une seconde par contact avec un sol (Chaparro Leal et al., 2018).

En ce qui concerne les matières particulaires, l'absorption par la peau s'effectue entre autres par la dissolution des contaminants atmosphériques dans la sueur (Chaparro Leal et al., 2018). Plusieurs contaminants associés à l'industrie minière tels que des métaux (chrome, nickel, zinc, et plomb) sont pertinents dans l'analyse de la toxicité par contact dermique, étant reconnus pour leurs propriétés sensibilisantes et cancérigènes. (Franken et al., 2015; Guy, 2016).

## **7. ÉVALUATION DE LA BIOACCESSIBILITÉ PAR INHALATION - MÉTHODES IN VIVO**

Bien que les données recueillies auprès d'humains soient les plus pertinentes pour mesurer la toxicité provenant de contaminants atmosphériques, les études sur l'exposition humaines sont très variables, particulièrement celles où les données sont auto-rapportées (Gray et al. 2015).

Afin d'évaluer la fraction biodisponible à travers les voies respiratoires sans faire des essais directement sur des humains, différentes approches sont utilisées soit des méthodes *in vivo*, et *in vitro*.

### **7.1 Méthodes *in vivo***

L'étude de la biodisponibilité des métal(loïdes) *in vivo* implique l'exposition d'un animal (rat, souris, hamster, chien ou babouin) à un substrat contenant différentes concentrations de contaminants. Une fois l'animal exposé par une ou plusieurs des trois voies d'exposition, l'animal est euthanasié et la quantité de contaminants présente dans les fluides corporels (sang, plasma, fluide broncho-alvéolaire, etc.), les tissus, les organes (cerveau, poumons, cœur, foie, etc.) et les excréments est analysée (Katsury et al., 2017).

L'utilisation d'animaux ou de cellules permet de contrôler la variabilité au niveau génétique et un certain nombre de répétitions peut être effectué (Gray et al., 2015).

### **7.2 Exposition par inhalation**

Dans le cas de protocoles *in vivo*, les échantillons contaminés peuvent être transformés en aérosols par nébulisation en créant une suspension dans l'eau ou dans une solution saline tampon, en utilisant un gaz de transport (Katsury et al., 2017). Le contaminant peut aussi être enduit sur une autre particule et administré (Artelt et al., 1999).

Il est possible d'exposer le corps entier, la tête ou le museau d'un animal selon les différentes méthodes. La durée de l'exposition varie selon les méthodes, passant d'une exposition aiguë/subaiguë (heures ou jours), subchronique (semaines) à chronique (3 mois) (Bakand et al., 2005).

### **7.3 Exposition par instillation**

Il est parfois impossible de tester des échantillons dont les particules ne sont pas aérosolisables, quand l'accès à l'équipement et à l'expertise requise est trop dispendieux, quand le contaminant est trop toxique et qu'il devient dangereux de le nébuliser ou quand le contaminant est difficilement respirable (de longues fibres par exemple) (Driscoll et al., 2000). Quand de telles situations se présentent, il devient intéressant d'instiller directement le contaminant dans les voies respiratoires de l'animal. La technique d'instillation la plus commune est une instillation intra-trachéale, où l'échantillon est déposé dans la trachée de l'animal anesthésié par une canule entre les cordes vocales et la lumen trachéal via la bouche (Driscoll et al., 2000).

Comme dans le cas de l'exposition par inhalation, les premières études portaient principalement sur les concentrations de métal(loïdes) dans le sang et dans les tissus (Katsury et al., 2017).

### **7.4 Les limites des méthodes *in vivo***

Il a été soulevé que les doses de contaminants utilisées dans les études sur les animaux sont souvent bien plus élevées que les concentrations ambiantes, rendant ces études moins pertinentes afin de comparer les résultats obtenus à des scénarios impliquant des humains (Katsury et al., 2017). Les méthodes n'utilisant une solution comportant qu'un seul métal(loïde) ont également été critiquées puisque les mélanges complexes de différents contaminants retrouvés dans les matières particulaires ont des toxicités bien différentes que les solutions ne comportant qu'un seul contaminant.

De plus, les tests sur les animaux sont coûteux, et de plus en plus critiqués, notamment en matière d'éthique. (Nemmar et al., 2013). Vu les différences physiologiques entre les différentes espèces utilisées et l'humain, il est souvent difficile d'interpréter les résultats. (Wragg et Cave, 2003).

## **8. ÉVALUATION DE LA BIOACCESSIBILITÉ PAR INHALATION - MÉTHODE IN VITRO**

Les méthodes *in vitro* ne posent pas les problèmes éthiques des méthodes *in vivo* et permettent d'analyser les phénomènes de toxicité, de bioaccessibilité et de biodisponibilité dans des conditions s'approchant de la réalité à coûts moindres.

### **8.1 L'exposition de cellules *in vitro***

Bien que les méthodes *in vivo* permettent d'obtenir des informations sur la toxicité de matières particulaires atmosphériques, l'identification des mécanismes biologiques et de l'impact individuels des contaminants demeure difficile à effectuer. Les méthodes *in vitro* permettent de raffiner les connaissances, notamment dans le cas où des cellules humaines et animales cultivées sont exposées à la poussière ou à des solutions contenant des métaux dans le but d'observer les mécanismes de toxicité (Katsury et al., 2017).

### **8.2 Les protocoles d'évaluation de bioaccessibilité *in vitro***

Bien que les études menées sur des animaux soient souvent présentées comme les méthodes les plus pertinentes pour évaluer l'exposition, le transfert des données animales à des valeurs de références humaines est complexe. Les tests *in vitro* sont généralement beaucoup moins dispendieux que les tests *in vivo* en plus de ne soulever aucun problème éthique. Des méthodes ont donc été développées pour reproduire de manière la plus fidèle possible les conditions d'absorption de contaminants au sein du système respiratoire et ainsi contourner le besoin de faire des essais avec des êtres vivants. Les résultats obtenus dans le cadre d'essais *in vitro* devraient ultimement être validés par des tests *in vivo* (Guney et al, 2016).

#### **8.2.1 Les méthodes d'extraction utilisant une solution chimique simple**

Différentes solutions ont été utilisées afin d'évaluer la dissolution de métaux dans le cadre de travaux sur l'absorption par les voies respiratoires telles que l'eau, le citrate d'ammonium, l'acide citrique, l'eau déionisée, l'acétate d'ammonium, le chlorure de sodium, le bicarbonate et le citrate (Katsury et al., 2017). Ces liquides ne possèdent pas les mêmes propriétés que les fluides corporels et sont donc non pertinents pour tirer des conclusions afin d'estimer la bioaccessibilité dans le cadre d'un scénario d'inhalation.

### **8.2.2 Les méthodes d'extraction utilisant des fluides physiologiques**

Afin de reproduire les conditions rencontrées dans les voies respiratoires, plusieurs méthodes utilisant des fluides pulmonaires simulés (SLF) comme liquide d'extraction ont été développées. Les fluides pulmonaires simulés utilisés dans le cadre de travaux sur la solubilité des contaminants dans un scénario d'inhalation sont le revêtement de l'épithélium du poumon (pH 7,4) et le liquide lysosomal des macrophages alvéolaires (ALF) (pH 4,5).

Plusieurs compositions de fluides simulés ont été développées au fil du temps; les raisons des modifications sont souvent peu claires et injustifiées (Boisa et al., 2014). Au moins treize compositions différentes de SLF ont été rapportées dans la littérature présentant des différences significatives dans la quantité de protéines, de surfactants, d'enzymes et d'antioxydants (Kastury et al., 2017; Boisa et al., 2014; Wiseman, 2015).

### **8.2.3 Imitation du fluide de revêtement de l'épithélium du poumon**

Communément appelée « Solution de Gamble », cette SLF est basée sur la composition du fluide extracellulaire dans le muscle squelettique, telle que décrite par Gamble en 1967. Selon Gamble, ce fluide possède un pH à peu près neutre (pH de 7.4) et comprend notamment un mélange de cations (sodium, potassium, calcium, magnésium) et d'anions (bicarbonate, chlorure, monohydrogénophosphate, sulfate, acides organiques, protéines) (Gamble, 1967).

### **8.2.4 Imitation du liquide lysosomal des macrophages alvéolaires**

Il est connu que les cellules macrophages alvéolaires absorbent une fraction de la matière particulaire dans les heures qui suivent le dépôt de celle-ci. En raison de conditions plus acides au sein de ces cellules (pH de 4,5), la dissolution du métal est généralement plus élevée dans le lysosome des macrophages (phagolysosomes) que dans le liquide pulmonaire neutre (Katsury et al., 2017; Guney et al., 2017).

## **8.3 Paramètres d'essai affectant la bioaccessibilité**

Contrairement à la bioaccessibilité orale où plusieurs protocoles ont été développés et validés, les protocoles de bioaccessibilité par inhalation utilisant des SLF restent incohérents. Différents paramètres jouent un rôle crucial dans la détermination de la bioaccessibilité et ceux-ci varient d'un protocole à l'autre dont l'échantillonnage, la taille des particules, la durée de l'extraction, le ratio solide/liquide, la composition du SLF, la température et l'agitation. Plusieurs chercheurs ont tenté d'étudier ces différents aspects afin de proposer un protocole standardisé.

### **8.3.1 Le prélèvement de l'échantillon**

Le choix de l'échantillon et de la technique d'échantillonnage sont cruciaux dans le cadre d'essais de bioaccessibilité. Il est primordial d'utiliser des échantillons représentatifs de la réalité.

### **8.3.2 La taille des particules étudiées**

Tel qu'expliqué précédemment, la poussière inhalée est composée de particules de différentes tailles et leur impact sur le corps humain dépend de l'endroit où elles se déposent dans le système respiratoire. La taille des particules ciblées dans le cadre d'essais en laboratoire revêt donc une grande importance. La majorité des particules de plus grande taille que PM 10 vont se déposer dans les voies supérieures tandis que les particules de PM 10 vont s'introduire plus loin dans les voies respiratoires (Merget et Rosner, 2001).

Plusieurs études ont démontré que la toxicité chez l'humain provient en grande partie des plus petites fractions de matière particulaire, peu d'études incluent donc les plus grosses fractions dans les analyses de bioaccessibilité. Il n'en demeure pas moins que toutes les particules inhalées ont le potentiel de libérer des contaminants dans le système respiratoire. Certaines études (Hoare, 2014 et Guney et al., 2017) se penchent donc sur la bioaccessibilité de ces particules de plus grandes tailles.

### **8.3.3 La durée de l'extraction**

La durée de l'extraction doit être cohérente avec le temps de résidence dans le système respiratoire dans le cas d'une exposition par inhalation. La dissolution du contaminant dans le SLF se produit généralement plus rapidement en début d'essai pour lentement diminuer au fil du temps, tel qu'illustré à la figure 8.1.



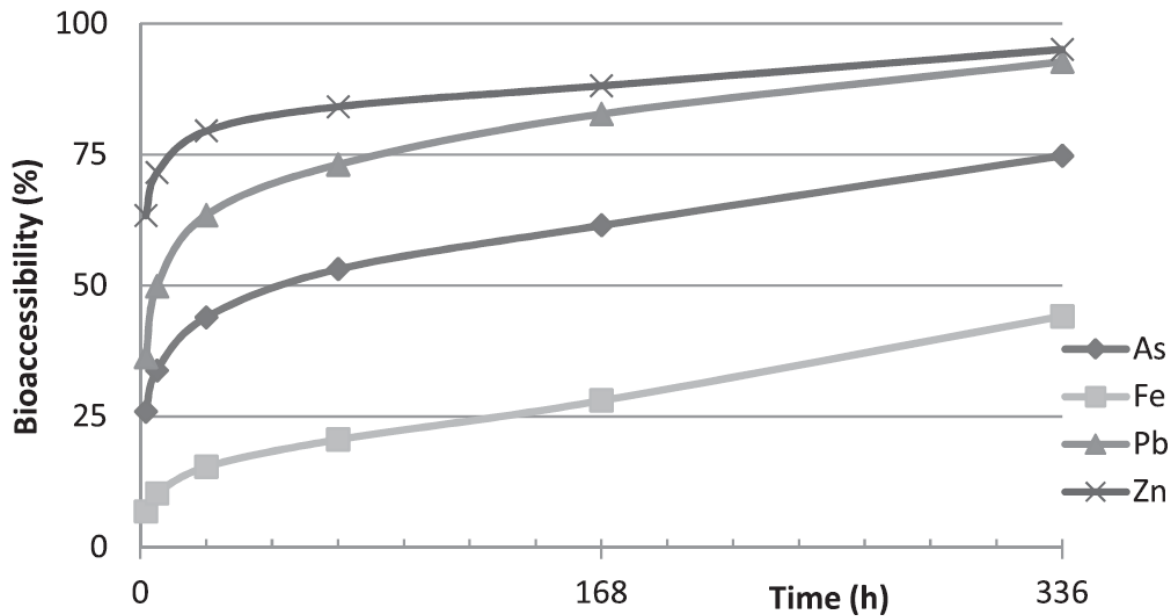


Figure 8.1: Exemple de la bioaccessibilité de différents composés selon la durée de l'essai (Guney et al., 2017)

Les durées de l'extraction peuvent varier entre 1 h jusqu'à un an (Kastury et al. 2017). Wragg et Klinck (2017) ont proposé une durée d'extraction maximale de 96 heures en utilisant des résidus miniers PM10 tandis que Caboche et al. (2011) recommande une extraction d'une durée maximale de 24 heures. Le choix de la durée de l'extraction est donc crucial, particulièrement dans les premières heures où la dissolution se produit généralement le plus rapidement.

#### 8.3.4 Le ratio solide/liquide

Le ratio solide liquide consiste à la quantité de solide dissout dans la solution SLF et selon différentes études, peut varier entre 1/500 et 1/2000 (Katsury et al., 2017). Ce ratio est basé sur la quantité de matières particulaires inhalées et le volume de fluide naturellement présent dans le système pulmonaire.

Ce ratio est important car il va influencer la solubilisation des composés dans la SLF. En effet, plus le ratio est petit, plus la solubilisation sera favorisée par rapport à un essai où la quantité de particules dans le liquide est plus grande. Afin d'établir ce ratio, il est important de comprendre comment se comportent les fluides au sein du système respiratoire pour fixer un ratio réaliste.

#### 8.3.5 La température

La plupart des essais en laboratoire sont menés à la température du corps humain soit 37°C car la température peut influencer les cinétiques de dissolution, mais certaines études ont déjà été menées à d'autres températures (Katsury et al., 2017).

### **8.3.6 L'agitation**

Bien qu'aucune agitation mécanique ne soit présente dans le système respiratoire, elle est généralement incluse dans les études de dissolution *in-vitro* pour atteindre une homogénéité. Différentes techniques d'agitation sont utilisées telles que l'agitation occasionnelle, l'agitation magnétique et la rotation complète des échantillons (Katsury et al., 2017).

### **8.4 Les limites des méthodes *in vitro***

Les méthodes *in vitro* décrites ci-dessus permettent d'estimer la fraction bioaccessible d'un contaminant. Afin de mesurer la biodisponibilité de celui-ci, il faut évaluer quelle proportion de cette fraction bioaccessible sera transférée aux autres liquides du corps humain. Il est difficile de reproduire ce phénomène en laboratoire et les essais *in vitro* se concentrent généralement sur la bioaccessibilité.

## 9. MÉTHODES D'ÉVALUATION UTILISÉES DANS LE CADRE D'ANALYSE DE RISQUE

Afin de comprendre comment les nouvelles approches de laboratoire présentées précédemment pourraient être intégrées dans le processus d'analyse de risque toxicologique, il est important de comprendre comment s'effectuent celles-ci. Santé et Services sociaux Québec (SSSQ) ont émis en 2002 un premier document énonçant les principes directeurs d'évaluation du risque toxicologique pour la santé humaine de nature environnementale. La figure 9.1 présente le cadre de référence d'évaluation et de gestion du risque du *National Research Council* (NRC), duquel la démarche proposée en 2002 est inspirée (SSSQ, 2002).

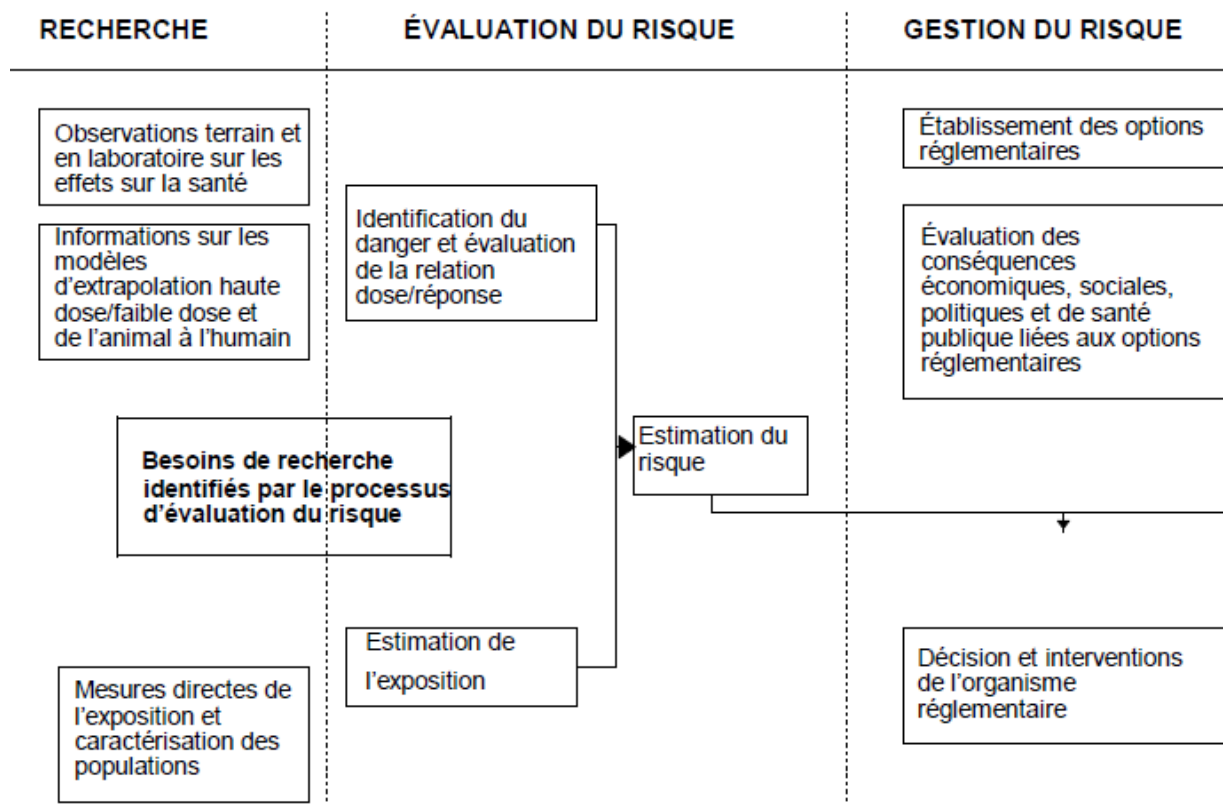


Figure 9.1 : Cadre de référence d'évaluation et de gestion du risque du *National Research Council* (SSSQ, 2002)

L'Institut national de santé publique du Québec (INSPQ) a publié en 2012 un document présentant les lignes directrices pour la réalisation des évaluations du risque toxicologique d'origine environnementale au Québec. Ce document est une mise à jour du document Lignes directrices pour la réalisation des évaluations du risque toxicologique pour la santé humaine dans le cadre de la procédure d'évaluation et d'examen des impacts sur l'environnement et de l'examen des projets de réhabilitation de terrains contaminés, publié en 2002. Ce document vise à harmoniser le processus d'évaluation de risque,

notamment en favorisant la cohérence entre les évaluations de risque toxicologique et en présentant une procédure adaptée au contexte québécois (INSPQ, 2012). Le nouveau document comprend les lignes directrices pour les principaux scénarios, présentant des approches pour chacune des différentes voies d'exposition.

Plusieurs évaluations de risques toxicologiques posés par la dispersion d'émissions atmosphériques effectués dans les dernières années dans le cadre de projets miniers au Québec ont été effectuées en concordance avec ces lignes directrices notamment pour les projets suivants :

- l'exploitation d'une mine d'apatite à Sept-Îles (Fouchécourt M-O, 2013);
- l'exploration d'une mine de nickel à Launay (Fouchécourt M-O, 2014);
- l'exploitation de la mine aurifère Canadian Malartic (Fouchécourt M-O, 2008, 2009 et 2016).

Une des caractéristiques commune à ces trois projets est entre autres la proximité avec des citoyens, engendrant par le fait même des inquiétudes au niveau des poussières émises. La mine Aurifère de Canadian Malartic illustre bien la proximité de certaines mines avec la population, tel qu'observé à la figure 9.2.



**Figure 9.2 : Mine Canadian Malartic** (Radio-Canada, 2016)

L'acceptabilité sociale de ces projets dépend donc de la bonne communication des risques réels liés aux émissions atmosphériques à la population. Les analyses de risques de ces trois projets ont été produites

dans le cadre d'audiences menées par le BAPE et sont publiques. Ce chapitre présente donc le cadre d'analyse proposé par l'INSPQ.

### **9.1 Grandes étapes de l'analyse de risque toxicologique**

L'évaluation du risque toxicologique pour la santé humaine comprend quatre grandes étapes soit (NRC, 1983):

1. Identification du danger;
2. Caractérisation toxicologique;
3. Estimation de l'exposition;
4. Estimation du risque.

La figure 9.3 présente les liens qui unissent ces différentes étapes.

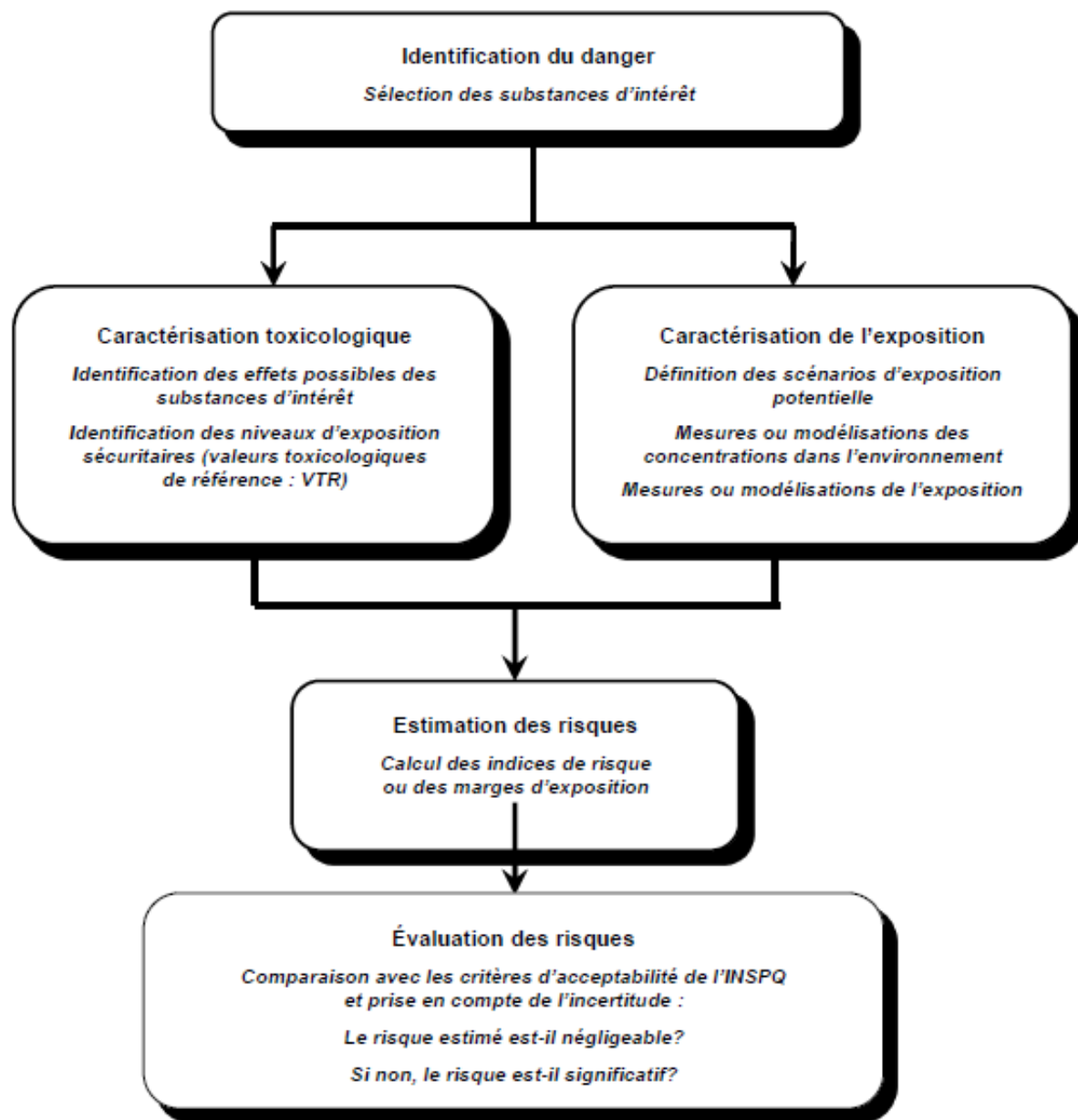


Figure 9.3: Démarche générale de l'évaluation des risques par modélisation (Fouchécourt, 2014)

En théorie, toutes les évaluations de risque toxicologique sont accomplies selon ces étapes, la procédure suivie varie d'une évaluation à l'autre selon l'importance, le contexte et les impacts du problème, en plus de l'objectif et de la disponibilité des données scientifiques.

## 9.2 Identification du danger

Cette première étape de l'analyse de risque toxicologique consiste à déterminer et à présenter la situation pouvant comporter un risque pour la santé publique. On y définit notamment les paramètres, l'étendue et les limites de l'évaluation du risque. C'est dans le cadre de l'identification du danger que sont identifiés les contaminants, les voies d'exposition possibles, les principaux effets qui y sont associés ainsi que les populations à risque. Cette étape considère également la perception du risque par les différentes parties prenantes concernées par le projet étudié (INSPQ, 2012). L'analyse doit ultimement orienter les gestionnaires vers les meilleures stratégies pour diminuer le risque, mais elle devra également fournir des réponses au public et aux différents intervenants impliqués dans le projet. Il est donc primordial de se questionner à cette étape sur les perceptions négatives de la population afin d'orienter adéquatement l'analyse.

Il est important de bien identifier à cette étape les différentes substances incluses dans l'évaluation du risque toxicologique, les voies d'exposition potentielles et l'importance relative de chacune. Pour ce faire, une analyse du cycle complet du projet en question doit être menée, identifiant clairement les différentes sources d'émission ou de contamination. C'est à cette étape que le choix des substances évaluées dans l'analyse de risque est justifié, notamment en fonction de la toxicité de la substance, de la quantité présente au site, de la possibilité que la population soit en contact avec celle-ci, les voies d'expositions potentielles, etc. (INSPQ, 2012).

Suite à l'identification des substances considérées dans l'analyse de risque, l'analyste situera le projet dans son contexte environnemental, à savoir si le projet se situe en milieu urbain, rural ou autre. Il identifiera par la suite la population touchée. La population potentiellement touchée sera d'abord localisée géographiquement par rapport au projet. Certaines personnes pourraient être plus affectées à cause de la proximité ou des vents dominants par exemple. Il est également important d'identifier les principales caractéristiques démographiques et culturelles de cette population. Certains groupes sont plus vulnérables (enfants, personnes enceintes, personnes âgées, etc.) et il peut être pertinent d'en tenir compte dans le cadre de l'analyse. Des comportements, des habitudes, et des activités spécifiques à la population (chasse et pêche par exemple) de la population peuvent également être identifiés. Tous ces éléments pourront être utilisés dans l'analyse de différents scénarios propres à chaque projet (INSPQ, 2012).

### 9.3 Caractérisation toxicologique

La procédure classique implique que les quatre grandes étapes de l'évaluation de risque toxicologique nommées à la section 9.1 soient détaillées, particulièrement l'étape de la caractérisation toxicologique. Lors de cette étape, la relation dose-réponse pour chaque contaminant identifié est établie, c'est-à-dire les liens entre la dose d'exposition, la dose absorbée ou la dose biologiquement effective d'un contaminant et l'effet chez l'humain en termes de gravité et d'incidence (INSPQ, 2012).

La caractérisation toxicologique, lorsque détaillée, exige théoriquement énormément de ressources et d'efforts au niveau de l'évaluation de la documentation scientifique, de la prise de décisions relativement aux méthodes de calcul et d'extrapolation en plus d'une validation par les pairs (INSPQ, 2012). En pratique, une procédure moins exhaustive, basée sur le risque (*risk based*) est fréquemment utilisée et préconisée au Québec dans le cadre d'exams de projets industriels ou de réhabilitation de terrains contaminés. Lors de l'étape de la caractérisation toxicologique, cette approche fait appel à des valeurs toxicologiques de référence (VTR) établies par des organismes nationaux et internationaux (INSPQ, 2012). Ces valeurs sont soit des valeurs de référence (doses de référence : RfD ou concentrations de référence : RfC) pour les substances non cancérigènes et des estimateurs de risque pour les substances cancérigènes. En utilisant les VTR, l'essentiel de la tâche se situe alors au niveau de la caractérisation de l'exposition et de l'estimation du risque (INSPQ, 2012).

Les valeurs de références correspondent aux « doses de contaminants auxquelles un individu peut être exposé sans risque de subir des effets toxiques non cancérigènes » (INSPQ, 2012). Pour les substances générant des effets cancérigènes, les estimateurs de risque sont des coefficients de cancérogénicité permettant d'estimer le nombre de cas de cancer par rapport au taux de base de la population étudiée, et ce, pour toute la durée de vie des individus de la population. Les valeurs de références et les estimateurs de risque cancérigènes sont généralement basés sur des études toxicologiques animales et des études épidémiologiques chez l'humain (INSPQ, 2012).

Ces valeurs établies par les organismes nationaux et internationaux sont basées sur des approches différentes, plus ou moins près des phénomènes observés dans la réalité. Aucun consensus n'existe pour l'instant au sein des spécialistes en ce qui concerne les méthodes pour établir ces valeurs de référence (INSPQ, 2012). Des références n'existent pas pour tous les scénarios possibles, le choix des différentes



valeurs de références et d'estimateur de risque cancérigène doit donc être minutieusement justifié et les hypothèses retenues doivent être énoncées clairement.

L'INSPQ recommande de se référer aux banques de valeurs de référence et d'estimateurs de risque cancérigène suivantes (INSPQ, 2012) :

- Santé Canada

Santé Canada propose des valeurs de référence et des estimateurs de risque cancérigène. Ces valeurs sont présentées dans le cadre de travaux en lien avec la Liste des substances d'intérêt prioritaire de la Loi canadienne sur la protection de l'environnement et L'évaluation du risque pour les lieux contaminés fédéraux au Canada ainsi qu'aux Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada

- L'Organisation Mondiale de la Santé (OMS)

L'OMS propose des doses journalières admissibles et des estimateurs de risque cancérigène pour plusieurs substances chimiques.

- *Integrated Risk System* (IRIS)

Cette banque de données est gérée par l'United States Environmental Protection Agency (US-EPA). Elle contient des doses de référence pour l'exposition par voie orale (RfD) et des concentrations de référence pour l'exposition par inhalation (RfC) à différentes substances ayant des effets chroniques non cancérigènes. Elle contient également des coefficients de cancérogénicité pour les expositions par voie orale par inhalation.

- *Agency for Toxic Substances and Disease Registry* (ATSDR)

L'ATSDR dispose de profils toxicologiques pour plusieurs substances. Cet organisme élabore également des *Minimal Risk Level* (MRL) pour les substances non cancérigènes.

L'ordre des ressources proposées par l'INSPQ n'est pas anodin. L'INSPQ mentionne premièrement Santé Canada, car cet organisme cible plus précisément le Canada dont le Québec fait partie. Le choix des diverses valeurs de référence retenues dans le cadre d'une évaluation du risque toxicologique doit se faire en considérant la qualité et de la pertinence des études sur lesquelles sont basées les valeurs ainsi que la date d'entrée en vigueur ou de la mise à jour de la référence.

D'autres organismes fournissent des valeurs et dans le cas où aucun organisme crédible ne fournirait de valeur de référence ou estimateur de risque cancérigène pour une substance, une valeur pourrait être

proposée. Cette valeur devrait être justifiée et l'acceptation de cette dernière par les instances régulatrices peut demander beaucoup de temps (INSPQ, 2012).

#### **9.4 Estimation de l'exposition**

L'estimation de l'exposition « consiste à estimer les doses auxquelles les personnes pourraient être exposées en tenant compte de la contamination dans les divers milieux et des différentes voies d'entrée dans l'organisme » (INSPQ, 2012). Afin d'estimer cette exposition, l'analyse peut considérer directement des mesures issues de milieux biologiques humains ou une estimation de l'exposition basée soit sur la caractérisation des concentrations mesurées dans l'environnement, ou basée sur la modélisation des concentrations de contaminants dans l'environnement. Dans le cas de projets miniers futurs, les analystes utilisent généralement des données provenant de modélisations atmosphériques (Fouchécourt, 2008, 2009, 2013, 2014, 2016).

##### **9.4.1 Caractérisation et modélisation des concentrations dans l'environnement**

La première étape de l'estimation consiste à relever les concentrations naturellement présentes dans l'environnement, aussi appelé bruit de fond, pour les différentes substances ciblées dans le cadre de l'analyse. Ainsi, on considère l'addition des contaminants imputables aux nouveaux projets à ceux déjà présents (INSPQ, 2012).

##### **9.4.2 Définition des conditions d'exposition**

Différentes données doivent être utilisées afin de définir les conditions d'exposition de la population touchée par le projet étudié. Comme dans le cas des VTR, les valeurs utilisées pour définir les conditions d'exposition proviennent généralement d'organismes gouvernementaux.

Différents aspects doivent être considérés lors de la définition des différents scénarios d'exposition soit (INSPQ, 2012):

- Le type d'occupation du territoire;
- Les voies d'exposition;
- La proportion du temps passé dans la zone étudiée;
- La proportion du temps passé à l'intérieur et à l'extérieur;
- La gamme et les classes d'âges considérées;
- Le poids corporel;
- La surface corporelle.

En plus de la population touchée, le type d'occupation du territoire doit être sélectionné. Les trois types d'occupation proposés par l'INSPQ sont (INSPQ, 2012) :

- Occupation résidentielle en milieu urbain;
- Occupation résidentielle en milieu rural;
- Occupation commerciale/industrielle.

Le type d'occupation du territoire va guider l'analyste dans le choix des voies d'absorption possibles. Le tableau 9-1 indique les différentes voies d'exposition à considérer selon l'occupation du territoire.

**Tableau 9.1 : Voies et milieux d'exposition à considérer selon le scénario d'occupation du territoire (INPSQ, 2012)**

| Voies d'exposition   | Occupation du territoire       |                               |                           |
|--|--------------------------------|-------------------------------|---------------------------|
|  | Résidentielle en milieu urbain | Résidentielle en milieu rural | Commerciale/ industrielle |
| Inhalation de la phase gazeuse à l'extérieur                       | X                              | X                             | X                         |
| Inhalation de particules à l'extérieur                             | X                              | X                             | X                         |
| Inhalation de la phase gazeuse à l'intérieur                       | X                              | X                             | X                         |
| Inhalation de particules à l'intérieur                             | X                              | X                             | X                         |
| Ingestion d'eau potable  | X                              | X                             | X                         |
| Ingestion de sol   | X                              | X                             | X                         |
| Ingestion de poussières intérieures                                | X                              | X                             | X                         |
| Ingestion de fruits et de légumes                                  | X                              | X                             |                           |
| Ingestion de fruits et de légumes d'origine locale                 | X                              | X                             |                           |
| Ingestion de lait, de viande et de poisson d'origine locale        |                                | X                             |                           |
| Ingestion de lait maternel <sup>A</sup>                            | X                              | X                             |                           |
| Contact cutané avec les particules (sol et poussières intérieures) | X                              | X                             | X                         |
| Contact cutané avec la phase gazeuse                               | X                              | X                             | X                         |
| Contact cutané avec l'eau  | X                              | X                             |                           |

L'occupation du territoire étudié sélectionné dans le cadre de l'analyse de risque guidera également le temps d'exposition, tel que présenté dans le tableau 9-2.

Tableau 9.2 : Temps passé dans la zone d'étude (INSPQ, 2012)

| Facteurs considérés         | Occupation du territoire       |                               |                           |
|-----------------------------|--------------------------------|-------------------------------|---------------------------|
|                             | Résidentielle en milieu urbain | Résidentielle en milieu rural | Commerciale/ industrielle |
| Nombre d'heures par jour    | 24                             | 24                            | 10                        |
| Nombre de jours par semaine | 7                              | 7                             | 5                         |
| Nombre de semaines par an   | 52                             | 52                            | 50                        |

#### 9.4.3 Définition des données d'exposition concernant l'inhalation

Plusieurs études ont tenté d'estimer les données d'inhalation de différents groupes de la population. Les données de Brochu et al. (2006a, 2006b) ont été retenues par l'INSPQ en ce qui concerne les paramètres d'exposition par inhalation propres à différents groupes d'âge. Des taux représentatifs de la population du Québec ont été retenus par l'INSPQ et sont présentés dans le tableau 9-3.

Tableau 9.3 : Taux d'inhalation proposés (INSPQ, 2012)

| Classes d'âges           | Distributions normales des volumes d'air inhalés par jour selon les classes d'âges (m <sup>3</sup> /kg-jour) |                                     |   |
|--------------------------|--|-------------------------------------|---|
|                          | Hommes<br>moyenne ±<br>(écart-type)  | Femmes<br>moyenne ±<br>(écart-type) | Sexes combinés<br>moyenne ±<br>(écart-type) |
| Enfants de < 0,5 an      | 0, 509 <sup>A</sup> ± 0,093  | 0, 509 <sup>A</sup> ± 0,093         | 0, 509 <sup>A</sup> ± 0,093                 |
| Enfants de 0,5 à < 5 ans | 0,471 ± 0,062  | 0,453 ± 0,071                       | 0,461 ± 0,047                               |
| Enfants de 5 à < 12 ans  | 0,4 ± 0,056  | 0,365 ± 0,063                       | 0,382 ± 0,041                               |
| Enfants de 12 à < 20 ans | 0,324 ± 0,043  | 0,27 ± 0,05                         | 0,297 ± 0,032                               |
| Adultes de 20 ans et +   | 0,227 ± 0,035  | 0,219 ± 0,035                       | 0,223 ± 0,025                               |

<sup>A</sup> Valeur non différenciée pour les sexes.

Ces données permettent de constater que plus la population est jeune, plus l'exposition est grande par rapport à leur masse. Les enfants sont donc particulièrement sensibles à l'exposition aux contaminants atmosphériques. Des taux plus précis, incluant entre autres des caractéristiques (obésité, personnes très actives), des activités (sommeil, activité de haute intensité, etc.) et des groupes d'âges plus précis (bébés naissants, personnes âgées, etc.) sont disponibles dans la littérature (US-EPA, 2011).

#### 9.4.4 Définition des données d'exposition concernant l'ingestion et le contact cutané

Comme dans le cas de l'inhalation, l'INSPQ fournit des valeurs pouvant être utilisées dans l'analyse de risque pour l'ingestion et l'exposition cutanée à différents contaminants.

#### 9.5 Estimation de l'exposition

Il existe deux types d'évaluations de l'exposition, l'évaluation déterministe et l'évaluation probabiliste. Les analystes de risque ne se réfèrent souvent qu'à des valeurs uniques pour représenter un individu moyen de la population étudiée (INSPQ, 2012). Des valeurs *worst-case* (pire scénario) sont parfois utilisées quand l'évaluation du risque l'exige. Cette approche se nomme l'évaluation déterministe.

Aussi appelée l'approche stochastique, l'approche probabiliste est basée non sur des valeurs de paramètres uniques, mais sur des distributions statistiques de valeurs. Des logiciels spécialisés permettent, grâce à des calculs itératifs, de faire varier les différents paramètres d'exposition. La distribution obtenue permet d'évaluer la variabilité de l'exposition au sein d'une population. Cette distribution doit présenter notamment la moyenne, l'écart-type et le 95e centile des doses d'exposition (INSPQ, 2012).

Il est également possible de combiner les deux approches, notamment en appliquant une approche probabiliste suite à une évaluation déterministe qui aura permis d'identifier certains aspects critiques, des interrogations ou des inquiétudes.

Selon l'INSPQ, les équations permettant d'estimer la dose d'exposition par inhalation d'air intérieur et par inhalation d'air extérieur se formulent ainsi (INSPQ, 2012):

$$Dinh_{int} = (Ca_{int.g} + Ca_{int.part}) \times Inh \times T_{int} \times FE$$

$$Dinh_{ext} = (Ca_{ext.g} + Ca_{ext.part}) \times Inh \times T_{ext} \times FE$$

Où :

$Dinh_{int}$  = Dose d'exposition par inhalation d'air intérieur (mg/kg/jour)

$Dinh_{ext}$  = Dose d'exposition par inhalation d'air extérieur (mg/kg/jour)

$Ca_{int.g}$  = Concentration du contaminant sous forme gazeuse dans l'air intérieur (mg/m<sup>3</sup>)

$Ca_{int.part}$  = Concentration du contaminant sous forme de particules dans l'air intérieur (mg/m<sup>3</sup>)

$Ca_{ext.g}$  = Concentration du contaminant sous forme gazeuse dans l'air extérieur (mg/m<sup>3</sup>)

$Ca_{ext.part}$  = Concentration du contaminant sous forme de particules dans l'air extérieur (mg/m<sup>3</sup>)

Inh = Quantité d'air inhalée par jour en fonction de la classe d'âges et du sexe ( $\text{m}^3/\text{kg}$  de poids corporel/jour)

$T_{\text{int}}$  = Proportion du temps passé à l'intérieur quotidiennement (sans unité)

$T_{\text{ext}}$  = Proportion du temps passé à l'extérieur quotidiennement (sans unité)

FE = Fréquence d'exposition; nombre de jours d'exposition par an divisé par 365 jours (sans unité)

Le calcul proposé par l'INSPQ recommande donc d'utiliser les concentrations totales du contaminant retrouvées dans l'air extérieur et intérieur, sans nuancer la fraction qui sera réellement absorbée. Ce calcul permet donc d'estimer une quantité maximale possible, soit un scénario « pire hypothèse ». Les équations pour l'estimation de la dose par ingestion et par contact dermique sont également présentées dans le document de l'INSPQ.

## **9.6 Estimation du risque**

Cette étape permet d'estimer le risque en mettant en lien les données sur les caractéristiques toxicologiques des différents contaminants identifiées avec les doses d'exposition déterminées dans le cadre de l'estimation de l'exposition. Le seuil de toxicité de la plupart des substances toxiques est établi selon leur effet cancérigène (INSPQ, 2012).

### **9.6.1 Estimation du risque en fonction des effets cancérigènes et non cancérigènes**

Une majorité de spécialistes s'entendent au sujet que la plupart des substances toxiques ont un seuil de toxicité pour les effets non cancérigènes. Ce seuil signifie qu'en deçà d'un certain niveau d'exposition, la probabilité de l'apparition d'effets toxiques est pratiquement inexistante (INSPQ, 2012).

Il existe par contre des divergences au niveau de l'interprétation en ce qui concerne la relation dose-réponse cancérigène dans le cas d'exposition à de faibles doses. Par prudence, les organismes comme la US-EPA recommandent généralement d'utiliser la pire hypothèse dans le cas de l'interprétation des résultats. Dans le cas où une substance présente autant des effets cancérigènes et non cancérigènes, les risques liés à cette substance devront être soumis aux deux approches (INSPQ, 2012).

### **9.6.2 Effets cancérigènes**

Selon l'INSPQ,

« le risque cancérigène représente l'excès d'incidence du cancer attribuable à une exposition donnée par rapport à l'incidence du cancer attendue dans la population, laquelle découle d'autres facteurs tels que la génétique, les habitudes de vie, etc. » (INSPQ, 2012).

L'US-EPA a généralement établi des valeurs de références toxicologiques cancérigènes pour la voie orale et pour l'inhalation, appelées coefficients de cancérogénicité, pour toutes les substances classées comme étant cancérigènes et probablement cancérigènes pour l'humain.

Le risque de cancer est estimé à partir de l'exposition cumulative, pondérée selon l'âge, aux contaminants durant les 70 premières années de vie. La dose moyenne est calculée grâce à l'équation suivante (INSPQ, 2012) :

$$D = \frac{\sum_{i=1}^5 D_i \times T_i}{\sum_{i=1}^5 T_i}$$

Où :

$D_{\text{moy}}$  = Dose d'exposition moyenne entre 0 et 70 ans (en  $\mu\text{g/kg/j}$ )

$D_i$  = Dose d'exposition moyenne de la classe d'âges  $i$  (en  $\mu\text{g/kg/j}$ )

$T_i$  = Nombre d'années comprises dans la classe d'âges  $i$

Les doses utilisées dans ce calcul combinent généralement toutes les voies d'exposition possibles.

La méthode pour estimer le risque de cancer d'une substance varie d'un organisme à l'autre. L'US-EPA fournit des coefficients de cancérogénicité pour la plupart des substances. Le risque de cancer pour les substances cancérigènes se calcule en multipliant la concentration d'exposition moyenne dans l'air durant les 70 premières années de la vie par le risque unitaire pour l'exposition par inhalation (INSPQ, 2012).

$$R_{\text{cancer}} = [C_{\text{moy}}] \times [RU]$$

Où :

$R_{\text{cancer}}$  = Risque cancérigène

$C_{\text{moy}}$  = Concentration moyenne d'exposition dans l'air entre 0 et 70 ans ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )

$RU$  = Risque unitaire ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )<sup>-1</sup>

Le risque unitaire (RU) est défini comme le niveau de risque d'un individu qui est exposé durant toute sa vie à une concentration de 1  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  d'une substance dans l'air. Les organismes fournissent ce coefficient du risque unitaire, qui est différent des coefficients utilisés dans le calcul du risque pour l'exposition par les autres voies d'exposition (INSPQ, 2012). Tout comme dans le cas de l'estimation de l'exposition, le calcul est basé sur la concentration dans l'air et non la fraction qui sera transférée dans le corps des individus.

### 9.6.3 Effets chroniques non cancérogènes

En ce qui concerne les substances ayant des propriétés non cancérogènes, l'exposition moyenne doit être comparée à une valeur toxicologique de référence (VTR), soit « un niveau d'exposition en deçà duquel les individus exposés ne sont pas susceptibles de subir des effets nocifs » (INSPQ, 2012).

L'estimation du risque d'effets non cancérogènes sera effectuée pour :

- l'exposition bruit de fond, qui représente l'exposition de la population;
- l'exposition relative au projet en question;
- l'exposition totale qui correspond à la somme de l'exposition bruit de fond et de l'exposition découlant du projet.

Pour ces trois types d'exposition, l'estimation du risque d'effets non cancérogènes s'exprime par un indice de risque (IR) calculé en mettant en relation la VTR avec l'exposition moyenne pour chaque classe d'âge prise en compte dans le cadre du scénario sélectionné. Selon la U.S. EPA (2009) l'indice de risque pour l'inhalation se calcule donc en comparant la concentration moyenne dans l'air, à laquelle les individus sont exposés quotidiennement, à la concentration de référence.

$$IR = \frac{D_{moy} \text{ ou } C_{moy}}{VTR}$$

Où :

IR = Indice de risque

$D_{moy}$  = Dose moyenne d'exposition par classe d'âge, considérant les autres voies que l'Inhalation (mg/kg de poids corporel-jour)

$C_{moy}$  = Concentration moyenne d'exposition par classe d'âge pour l'inhalation (mg/m<sup>3</sup>)

VTR = Valeur toxicologique de référence (mg/kg de poids corporel-jour pour les autres voies que l'inhalation, mg/m<sup>3</sup> pour l'inhalation)

Ce calcul prend toujours en compte la dose ou la concentration relative à la concentration totale du contaminant auquel un individu est exposé et non la concentration réelle qui sera absorbée dans son système respiratoire. Un indice de risque plus grand que 1 indique la présence d'un risque.

### 9.6.4 Estimation du risque lors d'une exposition à un mélange de substances

Tel qu'expliqué au chapitre 3, lors de la présence d'un mélange de différentes substances, les effets de celles-ci peuvent agir de façon additive ou interagir entre elles. Le risque estimé dans ce cas dépend donc



non seulement de la toxicité intrinsèque de chacune des substances, mais également des différentes interactions entre elles (INSPQ, 2012).

## **9.7 Présentation et interprétation des résultats**

Un des éléments les plus importants dans le cadre d'une analyse de risque toxicologique est la justification, tout au long de la démarche des différentes hypothèses supposées, des modèles d'estimation et de la qualité des données utilisées. Il est important de mettre en relief les limites et les incertitudes de l'analyse de risque (INSPQ, 2012).

La présentation et l'interprétation des résultats sont un des aspects de l'analyse de risque toxicologique suscitant le plus de controverse. La notion d'acceptabilité du risque est un sujet polarisant, ce pour quoi il est important de bien baliser le processus.

### **9.7.1 Présentation des résultats**

L'analyste doit présenter les résultats dans un contexte de transparence. L'analyse devra présenter les moyennes, les écarts-types et autres paramètres dans le cas d'une analyse probabiliste. Les résultats doivent essentiellement donner un portrait global et réaliste du risque.

### 9.7.2 Interprétation des résultats

L'INSPQ offre des balises pour l'interprétation des résultats obtenus, présentés dans le tableau 9-5.

**Tableau 9.4 : Guide d'interprétation des résultats de l'estimation du risque** (reproduit à partir d'INSPQ, 2012)

| <b>Substances qui produisent des effets toxiques non cancérigènes</b> |   |   |
|---|---|---|
| Doses totales d'exposition (incluant le bruit de fond)                | Doses inférieures ou égales aux valeurs de référence    | Aucune intervention particulière, à moins que le projet ne soit pas considéré comme socialement acceptable par les gestionnaires et les populations concernées.   |
|   | Doses supérieures aux valeurs de référence              | Examen par les organismes gouvernementaux: gestion environnementale <sup>A</sup> des contaminants émis de façon à ramener les doses totales d'exposition sous le niveau des valeurs de référence et consultation auprès du public et des groupes concernés.   |
| Dose de bruit de fond uniquement                                      | Doses supérieures aux valeurs de référence <sup>B</sup> | Évaluation gouvernementale des autres sources particulières de contamination; examen du projet par les organismes gouvernementaux afin de déterminer si l'ajout de contaminants est acceptable; gestion environnementale appropriée <sup>A</sup> et consultation auprès du public et des groupes concernés. |
| <b>Substances cancérigènes <sup>C</sup></b>                           |   |   |
| Risque cancérigène  | Risque inférieur ou égal à $1 \times 10^{-6D}$          | Aucune intervention particulière, à moins que le projet ne soit pas considéré comme socialement acceptable par les gestionnaires et les populations concernées.   |
| Risque cancérigène  | Risque supérieur à $1 \times 10^{-6}$                   | Examen par les organismes gouvernementaux, gestion environnementale appropriée <sup>A</sup> et consultation auprès du public et des groupes concernés.  |

A : Par gestion environnementale, on entend la mise en place et l'application des meilleurs moyens pour réduire à la source les émissions, les rejets ou l'exposition aux contaminants; la mise en place et l'application des méthodes de contrôle les plus appropriées de même que la surveillance des milieux et des populations touchés afin que l'intégrité dans le temps des mesures de contrôle soit assurée.

B : Cela signifie que d'autres milieux (eau, air, sol et aliments) sont fortement contaminés, et ce, même sans tenir compte du nouveau projet à l'étude.

C : L'évaluation du risque permet d'estimer un risque de cancer attribuable à toutes les substances cancérigènes mises en cause par le projet à l'étude.

D : Plage de risque généralement considérée par de nombreux organismes nationaux et internationaux comme négligeable du point de vue toxicologique.

Il est primordial que les résultats demeurent objectifs. L'analyse de risque ne permet pas d'énoncer si les risques envisagés sont acceptables ou non, cette tâche reviendra aux différents décideurs.

## **9.8 Étude de cas réels**

Depuis l'émission en 2002 des Principes directeurs d'évaluation du risque toxicologique pour la santé humaine de nature environnementale (SSSQ, 2002), plusieurs analyses de risques ont été présentées dans le cadre d'études d'impact. Ces analyses de risque ont notamment permis de soulever les différentes problématiques propres à chaque projet.

### **9.8.1 Projet d'exploitation d'un gisement d'apatite à Sept-Îles, Québec**

Dans le cadre d'une étude d'impact sur l'environnement, Mine Arnaud a été sommée par le Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs (MDDEFP) de produire une modélisation atmosphérique et une analyse de risque en découlant. Cette analyse a été produite en conformité avec les Lignes directrices pour la réalisation des évaluations du risque toxicologique environnemental au Québec. (Fouchécourt, 2013).

Des hypothèses très conservatrices ont été utilisées pour l'estimation de la concentration des métaux présents dans l'air ambiant, soit la concentration moyenne mesurée dans la source la plus riche pour chaque métal. Dans le cas de cette étude, l'estimation du risque prévoit que plusieurs métaux pourraient se retrouver dans l'air avec des concentrations légèrement supérieures aux concentrations sécuritaires correspondantes. Cette analyse de risque est basée sur la procédure recommandée par l'INSPQ et néglige donc les notions de bioaccessibilité et de biodisponibilité des particules. En incluant la bioaccessibilité dans l'analyse, l'exposition s'en trouverait diminuée et se trouverait plus près de ce qui sera probablement observé au sein de la population. Le risque estimé se trouverait ainsi plus près de ce qui sera observé sur le terrain.

### **9.8.2 Projet d'exploration à Launay, Québec**

Une analyse des risques toxicologiques pour la santé humaine posés par la dispersion des émissions atmosphériques de silice cristalline a été produite dans le cadre d'un projet d'exploration minière d'une mine de Nickel à Launay, Québec (Fouchécourt, 2014). Dans le cas de ce projet, la concentration de silice cristalline a été estimée à partir de la concentration de silice cristalline totale et non seulement à partir des particules plus fines qui elles seront respirées. Cette étude ne tient encore pas compte des facteurs de bioaccessibilité et de la biodisponibilité des particules de silice cristalline (Fouchécourt, 2014).

### **9.8.3 Mine Canadian Malartic à Malartic, Québec**

Canadian Malartic exploite un gisement d'or à ciel ouvert à Malartic depuis 2011. Une première analyse des risques toxicologiques pour la santé humaine liés aux émissions atmosphériques de métaux a été menée en 2008 (Fouchécourt, 2008) et une pour la silice en 2009 (Fouchécourt, 2009). En utilisant des hypothèses très conservatrices, ces études ont démontré que les risques pour la santé humaine étaient faibles.

Un programme de suivi environnemental a été mis en place et a permis de récolter des données sur la qualité de l'air de Malartic de 2012 à 2015. Dans le cadre d'un projet expansion en trois phases, une procédure d'évaluation et d'examen des impacts sur l'environnement a été menée. Afin d'évaluer les risques liés aux émissions depuis la mise en activité jusqu'à terme de l'exploitation de la mine prévue en 2028, une analyse de risque toxicologique pour la santé humaine a été publiée en juin 2016. Puisque cette mine est en opération, les données récoltées entre 2012 et 2015 ont pu être utilisées dans le cadre des estimations. Dans le cadre de cette étude, le risque par inhalation posé par les métaux a été estimé à partir des concentrations de métaux analysés dans les PM10 (Fouchécourt, 2016).

En ce qui concerne la voie d'exposition de l'inhalation, seul le nickel a été identifié comme étant problématique. Dans le cas de ce métal, les risques ont été estimés selon l'exposition à long et court terme (chronique et aiguë). Les concentrations maximales modélisées dans le cas de l'exposition aiguë lors de la phase 3 du projet d'agrandissement sont estimées 1,3 (pour une exposition d'une heure) et 1,8 (pour une exposition de 8h) fois plus élevées que les niveaux sécuritaires correspondants (Fouchécourt, 2016). L'analyse de risque a été effectuée en utilisant des hypothèses très sévères. Tout comme dans le cas du projet d'exploitation d'apatite à Sept-Îles, l'analyse ne tient pas compte de la bioaccessibilité des métaux dans la matière particulaire et surestime donc l'exposition de la population.

Les analyses de risques se doivent d'utiliser des paramètres conservateurs, car il vaut mieux avoir une approche prudente et surestimer que sous-estimer le risque auquel la population est exposée. Par ailleurs, il est important d'utiliser les outils disponibles pour estimer le risque de la manière la plus précise possible.

## 10. PISTES POUR L'INTÉGRATION DE VALEURS DE BIODISPONIBILITÉ PAR INHALATION

Tel que présenté précédemment, les analyses de risque toxicologique au Québec sont généralement basées sur une approche basée sur une approche de type « pire scénario ». Les risques associés aux différentes substances sont généralement estimés selon des concentrations totales dans l'air et non selon des données de biodisponibilité obtenues avec des essais en laboratoire.

L'évaluation des risques associés à la voie d'inhalation a donc traditionnellement été fondée sur la teneur totale en métaux. En utilisant une approche conservatrice et prudente, les concentrations de métaux absorbées dans les analyses de risques sont généralement plus élevées que celles observées dans la réalité. En conséquence, le risque d'exposition aux métaux associés à la matière particulaire pourrait être surestimé, ne reflétant pas le risque réel.

En reproduisant l'absorption de ces substances au sein du système respiratoire, la fraction soluble extraite avec les SLF est utilisée comme une estimation de la fraction bioaccessible d'une substance, c'est-à-dire la quantité de cette substance qui interagit réellement avec la surface de contact de l'organisme et est potentiellement disponible pour être absorbée par l'organisme. Au niveau de l'industrie minière, la tendance actuelle dans les méthodes d'évaluation de l'exposition et de calcul du risque évolue donc vers la détermination de la fraction de bioaccessibilité des métaux dans les SLF.

C'est dans le cadre de l'étape de l'estimation de l'exposition que les avancées en matière d'essais *in vitro* influenceraient le plus les analyses de risques. Au lieu d'estimer la quantité absorbée chez l'humain selon des concentrations moyennes estimées dans l'air ambiant, une analyse propre à chaque projet pourrait être effectuée, réduisant ainsi le nombre d'hypothèses ainsi que l'incertitude autour de l'absorption de différentes substances dans le corps humain. Les résultats de biodisponibilité obtenus reflèteraient donc les propriétés physiques et chimiques propres à chaque projet. Les tests *in vitro* demandant moins de ressources que des essais *in vivo*, cette approche permettrait d'avoir des valeurs plus précises, tout en promouvant une approche abordable.

Dans un premier temps, un processus d'analyse de biodisponibilité pourrait être effectué grâce à des échantillons réels prélevés directement sur le terrain. Dans le cas de projets miniers, des échantillons de minerai pourraient être réduits aux tailles qui seront atteintes lors de toutes les étapes du cycle de vie de la

mine, simulant les poussières qui seront émises lors de la construction, de l'opération et de la fermeture de la mine.

Certains chercheurs se sont penchés ces dernières années sur l'approche à adopter pour intégrer les valeurs obtenues dans le cadre d'essais *in vitro* dans des équations qui pourront être utilisées dans les analyses de risque (Hernandez-Pellon et al., 2018).

### **10.1 Identification du danger dans le cadre de l'analyse avec tests *in vitro***

A des fins de cohérence avec les lignes directrices émises par l'INSPQ, une identification du danger devra être menée afin de planifier des tests *in vitro*.

Il serait très important de caractériser précisément les matières particulaires, notamment en ce qui concerne la distribution des tailles des particules et les propriétés physico-chimiques des différentes particules selon les tailles respectives.

La méthodologie pour la sélection du type de fluide d'extraction approprié en combinaison avec la taille des particules est rarement abordée dans la littérature (Hernandez-Pellon et al., 2018). Tel qu'expliqué précédemment, cet aspect est pourtant crucial dans l'étude de la bioaccessibilité des différents contaminants. Une bonne caractérisation en amont des essais permettra d'établir les bons paramètres à évaluer pour les tests *in vitro* et ainsi obtenir des données se rapprochant de la réalité.

### **10.2 Caractérisation toxicologique dans le cadre de l'analyse avec tests *in vitro***

Les VTR fournies dans le cas de l'analyse de risque traditionnelle peuvent toujours être utilisées à titre de référence, dans le cas où une approche basée sur le risque serait préconisée.

### **10.3 Évaluation de l'exposition**

La section suivante présente les différentes étapes à considérer dans l'implantation d'une procédure commune pour l'évaluation de l'exposition en intégrant les données de biodisponibilité obtenue grâce à des essais *in vitro*, autant pour le contexte minier que pour les autres domaines. C'est cette étape de l'analyse de risque toxicologique favorisée par l'INSPQ qui sera modifiée par l'ajout de l'estimation de la bioaccessibilité.

### **10.3.1 Campagne d'échantillonnage**

Dans le but d'obtenir des valeurs de biodisponibilité crédibles suite à des essais *in vitro* en laboratoire, il est essentiel d'obtenir des échantillons représentatifs de la réalité.

Afin d'évaluer la fraction bioaccessible de différents mélanges particuliers chez l'humain, une collecte d'échantillons de matières particulaires représentative devrait être effectuée. Une fois l'analyse des tailles effectuée, les matières particulaires doivent être divisées également en trois sous-échantillons soit les particules de poussière inhalable (PM 100, excluant les PM 10), les particules de poussière thoracique (PM 10, excluant les PM 2.5) et les particules de poussière alvéolaire (PM 2.5). Chacun de ces sous-échantillons devrait être séparé en deux, un serait utilisé pour évaluer la digestion totale (biodisponibilité absolue) tandis que l'autre serait utilisé pour évaluer la bioaccessibilité dans une solution SLF.

Dans le cas où une analyse de risque serait effectuée pour un projet futur, il sera important de recréer des échantillons qui représentent le type de poussière qui risque d'être émis au fil du temps. Pour ce faire, il serait important de simuler les différentes étapes d'un cycle minier et ainsi obtenir des échantillons représentatifs des étapes pour l'entièreté du projet. Il est donc question ici de récolter des poussières issues d'un broyage par exemple, ou des poussières issues des résidus miniers finaux.

### **10.3.2 Intégration des valeurs de bioaccessibilité et de biodisponibilité**

Plusieurs étapes sont nécessaires afin d'estimer le risque pour les différentes substances propres à un projet soit le calcul de la fraction bioaccessible, et l'évaluation de l'exposition et caractérisation du risque d'inhalation.

### **10.3.3 Calcul de la fraction bioaccessible**

Afin de solubiliser un maximum de composés en solution, la digestion totale s'effectue en mettant en contact les matières particulaires dans une solution très réactive ( $\text{HNO}_3$ ,  $\text{H}_2\text{O}_2$ , HF), chauffée, et ce, durant plusieurs minutes (Guney et al., 2017, Hernandez-Pellon et al., 2018). Ces conditions permettent d'extraire la quasi-totalité des métaux présents dans les échantillons. La solution est ensuite filtrée pour retirer les particules solides. Les concentrations mesurées grâce à la digestion totale ( $C_t$ ) dans cette solution sont utilisées pour établir la fraction bioaccessible (BF) des différents composés identifiés. Il a été expliqué précédemment que

l'absorption des contaminants en matière de poussières dépend grandement de la taille des particules inhalées. Des protocoles propres à chaque taille de particules devraient donc être proposés. Seul le protocole de la digestion totale ne varie pas selon la taille des particules.

### **Poussière inhalable (PM 100)**

Il a été mentionné précédemment que les particules plus petites que 100 microns peuvent être inhalées, mais ne demeurent généralement pas longtemps dans le système respiratoire. Plusieurs études négligent donc ces particules dans leurs travaux. Plusieurs grandes particules vont, grâce au mucus et aux parties ciliées, remonter par la trachée et être dirigées vers le système digestif. Ces particules ont un temps de résidence moyen dans le système respiratoire plus faible que les particules de plus petites tailles.

Afin de considérer leur impact, les essais de biodisponibilité en laboratoire sur ce sous-groupe de particules (entre 100 et 10 microns) devraient être effectués sur une courte période de temps, représentative du temps plus court passé dans le système respiratoire. De plus, les essais de bioaccessibilité devraient être menés avec la solution de Gamble, qui simule la partie du système en contact avec ces particules, soit la trachée. Puisque ces particules de grandes tailles seront redirigées dans le système digestif, il serait important dans le cadre d'une analyse de risque de considérer également ces particules dans l'analyse du risque par absorption au sein du système digestif. Il pourrait être pertinent d'évaluer la différence entre les facteurs de bioaccessibilité obtenus en les soumettant directement à des essais de bioaccessibilité gastro-intestinale par rapport à ceux obtenus selon des essais de bioaccessibilité par inhalation en premier lieu.

### **Poussière thoracique (PM 10)**

Afin de simuler l'absorption au niveau des bronches, la fraction de 10 microns et moins sera soumise à un test semblable aux particules de poussière inhalable de 100 à 10 microns. La différence se situe au niveau de la durée de l'essai qui devrait être plus long pour simuler l'absorption de ces particules qui seront exposées aux conditions observées dans les parties ciliées du système respiratoire (trachée et bronches) durant une plus longue période que les particules plus grosses, car celles-ci seront redirigées plus lentement vers le système digestif. Différentes études (Guney et al., 2017; Katsury et al., 2018a) soulèvent qu'il n'y a pas de consensus en ce qui concerne la durée des essais. Il pourrait être intéressant de procéder à des essais avec différents délais, afin d'évaluer l'impact de la durée de ceux-ci sur les valeurs de bioaccessibilité obtenues.



Une fois les particules retirées de la solution au bout de la période déterminée, celles-ci devraient être soumises à des essais propres à l'ingestion des particules. Ainsi, le comportement des particules observé chez l'humain serait reproduit. Contrairement à l'inhalation, les protocoles simulant l'ingestion ont été généralement développés et validés avec des tests in vitro. (Pouschat et Zagury, 2006; Juhasz et al., 2009; Bradham et al., 2011; Smith et al., 2011).

Certains chercheurs favorisent une durée plus longue de l'essai pour considérer les particules qui demeurent dans le système respiratoire pour une durée plus longue que 24h (Guney et al., 2017), tel que présenté au chapitre 8, mais des essais semblent démontrer que l'approche la plus conservatrice serait de combiner des essais de 24h dans le SLF, suivi d'un essai par ingestion. Les résultats de bioaccessibilité obtenus grâce à cette approche sont plus élevés qu'en allongeant la durée des essais utilisant le SLF (Katsury et al., 2018a).

### **Poussière alvéolaire (PM 2.5)**

Afin de simuler l'impact des matières particulaires, mais cette fois au sein des alvéoles pulmonaires, les mêmes processus de digestion complète et de bioaccessibilité, mais dans ce cas avec un SLF différent, doivent être effectués avec les particules de 2.5 microns et moins. Plusieurs études négligent cet aspect et mènent des tests de bioaccessibilité avec la solution ALF avec des particules de trop grande taille, répliquant mal les phénomènes observés chez l'humain, car seules les particules de moins de 2.5 microns peuvent entrer en contact avec les parties du système respiratoire possédant les caractéristiques répliquées par des solutions à pH plus bas comme la solution ALF. Certains auteurs (Wiseman, 2015) mentionnent que des particules jusqu'à 5 µm pourrait pénétrer dans la région pulmonaire des voies respiratoires où elles sont plus susceptibles de se dissoudre dans les fluides pulmonaires ou d'être phagocytées par les macrophages. Puisque la solution ALF est plus agressive que la solution de Gamble, la solubilisation des différents composés de la poussière se retrouveront en plus grande concentration dans le liquide, engendrant une plus grande bioaccessibilité.

Dans le cas des particules de taille inférieure à un micron, ces particules peuvent être expirées ou être absorbées dans l'interstitium pulmonaire et exercer une toxicité supplémentaire, telle que la génération d'espèces réactives de l'oxygène (Fujitani et al., 2017). Il est donc difficile de simuler les effets de ceux-ci en laboratoire. Lorsque des travaux permettront de mieux comprendre les mécanismes relatifs à ce groupe de particules, un protocole mieux adapté à celles-ci pourra être produit afin d'estimer plus précisément la bioaccessibilité de celles-ci.

#### 10.3.4 Estimation de la fraction bioaccessible des différentes classes de particules

Une fois les analyses menées sur les extraits obtenus lors des essais en laboratoire, et ce, pour toutes les tailles de particules, la fraction bioaccessible (BF) pour chacun des essais effectués avec des particules de taille différente pourrait être calculée grâce à l'équation suivante (Hernandez-Pellon et al., 2018a) :

$$BF(\%) = \frac{C_{bio}}{C_t} \times 100$$

Où

$C_{bio}$  = la concentration bioaccessible de métal (loid) dans la solution de SLF (ng / m<sup>3</sup>)

$C_t$  = la concentration totale en métal (loid) déterminée par la procédure de digestion totale (ng / m<sup>3</sup>).

Il est important de calculer les fractions obtenues pour chacun des composés analysés, et ce, pour chacun des groupes de tailles pour ultimement estimer une fraction de bioaccessible qui comprend l'apport de chacune des fractions de particules étudiées.

#### 10.4 Évaluation de l'exposition et caractérisation du risque d'inhalation

Les concentrations d'exposition par inhalation pour chaque contaminant ( $EC_i$ )(μg/m<sup>3</sup>) sont calculées selon l'équation suivante (US EPA, 2009).

$$EC_i = C_i \times \frac{ET \times EF \times ED}{AT}$$

Où :

$C_i$  = la concentration d'un contaminant dans l'air (μg/m<sup>3</sup>)

ET = les temps d'exposition (heures/jour)

EF = la fréquence de l'exposition (jours/année)

ED= la durée de l'exposition (années)

AT = temps moyen (AT=ED x 365 jours x 24h/jour pour les composés non-cancérigènes et AT=70 x 365 jours x 24 h/jour pour les analyses de composés cancérigènes)

C'est cette équation qui doit être légèrement modifiée pour prendre en compte la bioaccessibilité des différentes catégories de particules.

#### 10.4.1 Calcul de la bioaccessibilité pour un échantillon intégrant la granulométrie

Afin de considérer les résultats de bioaccessibilité obtenus en laboratoire, la concentration totale pour chaque contaminant devrait intégrer les valeurs obtenues pour les différentes fractions granulométriques analysées soit :

$$C_i = \frac{\sum M_{PMi} \times C_{PMi} \times BF_i}{M_{Totale}}$$

$BF_i$  = Bioaccessibilité du contaminant évalué pour une fraction  $i$ (%)

$C_{PMi}$  = Concentration du contaminant de la fraction granulométrique  $i$  dans l'air échantillonné ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )

$M_{PMi}$  = Masse de la fraction  $i$  au sein de l'échantillon analysé (mg)

$M_{total}$  = Masse totale de l'échantillon analysé (mg)

Un exemple détaillé de ce calcul est présenté à l'annexe-2. Il est important de considérer la masse de chaque groupe de taille pour ultimement obtenir une valeur tenant en compte la prépondérance de chacun de ces groupes au sein de l'échantillon. La concentration  $C_i$  ne serait donc plus simplement la concentration du contaminant dans l'échantillon, mais la concentration bioaccessible de celui-ci.

Afin de reproduire le plus fidèlement possible ce qui est observé dans la réalité, il faudrait tenir compte de la biodisponibilité dans le calcul. Il faudrait évaluer quelle fraction bioaccessible sera transférée aux fluides systémiques. L'estimation de la fraction biodisponible est très complexe, car elle tient entre autres compte de la présence de différents composés dans le mélange. À moins d'avoir des données fiables de biodisponibilité par rapport à la fraction bioaccessible, il vaut mieux utiliser directement la valeur de bioaccessibilité qui est de toute façon supérieure ou égale à la valeur de biodisponibilité. Cette approche prudente permet de ne pas sous-estimer la quantité qui sera transférée aux fluides systémiques.

Tel qu'expliqué précédemment, la biodisponibilité représente la fraction des contaminants bioaccessibles qui seront transférés dans le système sanguin et atteindront les organes. Ces valeurs de biodisponibilité sont encore peu développées et une valeur de 100% est utilisée par défaut dans l'analyse de risque.

#### 10.5 Estimation du risque

Une fois les concentrations d'exposition par inhalation pour chaque métal obtenues en considérant les valeurs de bioaccessibilités pour chacune de celles-ci, les risques associés seront calculés. Les risques non

cancérogènes et cancérogènes pour les métal(loide)s sélectionnés seront déterminés par leur quotient de risque (HQ<sub>i</sub>) et leur risque cancérogène (CR<sub>i</sub>), respectivement (Hernandez-Pellon et al., 2018a) :

$$HQ_i = C_i \times \frac{EC_i}{RfC_i \times 1000 \mu g m g^{-1}}$$

$$CR_i = IUR_i \times EC_i$$

Où :

RfC<sub>i</sub> : la concentration de référence pour l'exposition chronique par inhalation pour un métal donné (mg/m<sup>3</sup>)

IUR<sub>i</sub> : le risque unitaire par inhalation ((μg/m<sup>3</sup>)<sup>-1</sup>)

L'indice de risque est ensuite calculé comme la somme des HQ<sub>i</sub> individuels pour les éléments non cancérogènes, ou CR<sub>i</sub> pour les éléments cancérogènes (Hernandez-Pellon et al., 2018a).

$$IR_{nc} = \sum HQ_i$$

$$IR_c = \sum CR_i$$

En ce qui concerne les sections de l'estimation de l'exposition et de l'estimation du risque, la méthode demeure essentiellement la même que ce qui est actuellement présenté dans les lignes directrices fournies par l'INSPQ.

L'intégration des valeurs de bioaccessibilité permet donc d'intégrer un facteur qui diminuera la surestimation qu'amène le calcul de l'exposition strictement à l'aide de la concentration de l'air ambiant dans le calcul de la dose d'exposition.

Tout comme dans le cas de l'approche traditionnelle préconisée par l'INSPQ dans son document des lignes directrices, un des aspects les plus importants de l'analyse toxicologique est la justification des différentes hypothèses. Cette notion de transparence dans la transmission des résultats demeure très importante dans le cas où on intègre les notions de bioaccessibilité et de biodisponibilité.

## CONCLUSION

L'industrie minière a parfois mauvaise presse au Québec. L'analyse des risques sur la santé humaine doit être considérée quand un projet veut être mis de l'avant. L'industrie minière est consciente que la qualité de l'air est un aspect critique dans le cadre du développement de nouveaux projets.

L'INSPQ et d'autres organismes reconnus proposent depuis plusieurs années des approches de type « pire scénario » parfois loin de ce qui sera observé dans la réalité. Les différents acteurs doivent trouver une approche permettant de raffiner le processus d'analyse de risque toxicologique afin d'obtenir des résultats moins alarmants et plus crédibles. En considérant les concepts de bioaccessibilité et biodisponibilité des contaminants lors de l'exposition aux contaminants par les différentes voies d'exposition, il est possible de diminuer l'incertitude autour de l'évaluation du risque auquel la population environnante et les travailleurs seront exposés.

Afin d'y parvenir, des efforts doivent être mis dans un premier temps dans la compréhension des impacts des matières particulaires selon leurs différentes caractéristiques physico-chimiques. Les divers processus au sein du système respiratoire chez l'humain ne sont pas encore tous bien compris et devront être encore développés.

Une fois que ces protocoles standardisés propre à chaque taille de particules seront adoptés par la communauté scientifique, les analyses de risques pourront de plus en plus considérer les données de bioaccessibilité obtenues en laboratoire.

Le calcul proposé au chapitre 10 de cet essai combinant les valeurs de bioaccessibilité obtenues pour chaque groupe de taille de particules va permettre d'estimer l'exposition à un contaminant avec une meilleure précision que ce que l'approche actuelle permet. En effet, cette équation considère les données de bioaccessibilité en fonction de la granulométrie des particules, toutes proportions gardées en ce qui concerne la proportion massique de celles-ci dans l'air analysé. Cette approche permettrait donc une façon d'intégrer des données *in vitro* sur la biodisponibilité de contaminants associés aux poussières dans les analyses de risques pour la santé humaine, et ce, dans un contexte minier.

Afin de se rapprocher davantage des effets observés chez l'humain et pour ainsi encore mieux prédire les conséquences des matières particulaires contaminées par les métaux, il serait important d'encourager les efforts de recherche en matière de biodisponibilité. En ne considérant que la concentration de la fraction bioaccessible et non la fraction totale du contaminant présent dans l'atmosphère, les estimations vont se rapprocher de ce qui est observé dans la réalité, mais le risque demeure surestimé. La biodisponibilité des contaminants doit être considérée dans le cadre des analyses de risque afin d'estimer les risques de manière plus précise. Des essais en laboratoire démontrent clairement que la présence de différents contaminants et les propriétés physico-chimiques des matières particulaires influent sur l'absorption de chacun de ceux-ci au sein de l'organisme humain. Les scientifiques devront également se pencher sur l'impact de la combinaison de différents contaminants.

Grâce à l'intégration de données liées à la bioaccessibilité et à la biodisponibilité dans l'analyse du risque toxicologique, les décideurs auront un outil de plus pour faire des choix éclairés quant aux projets miniers présents et futurs sur le sol québécois.

L'approche actuelle surestime bien souvent les risques associés aux poussières émises par divers projets. Une nouvelle approche impliquant les essais *in vitro* permettrait aux entreprises minières d'avoir un outil en main pour avoir l'heure juste et instaurer les mesures adéquates pour contrôler et/ou mitiger le risque.

Il sera tout de même important de préconiser une approche « pire scénario » et ce, même en intégrant les notions de bioaccessibilité et de biodisponibilité qui permettront un raffinement des prédictions, afin de réduire le risque auquel est exposée la population.

## RÉFÉRENCES

- Artelt, S., Creutzenberg, O., Kock, H., Levsen, K., Nachtigall, D., Heinrich, U., Rühle et T., Schlögl, R. (1999). Bioavailability of fine dispersed platinum as emitted from automotive catalytic converters: a model study. *Science of the Total Environment*, 228 (2-3), 219–242.
- Bakand, S., Winder, C., Khalil, C. et Hayes, A. (2005). Toxicity assessment of industrial chemicals and airborne contaminants: transition from in vivo to *in vitro* test methods: a review. *Inhalation Toxicology*, 17(13), 775–787.
- Bégin, J.-F. (2016, 15 juin). Mine à ciel ouvert à Malartic: la poussière angoisse les citoyens. La Presse. Repéré à <http://www.lapresse.ca/environnement/201606/15/01-4991985-mine-a-ciel-ouvert-a-malartic-la-poussiere-angoisse-les-citoyens.php>
- Boisa, N., Elom N., Dean J. R., Deary M. E., Bird G. et Entwistle J. A. (2014). Development and application of an inhalation bioaccessibility method (IBM) for lead in the PM10 size fraction of soil. *Environment International*, 70, 132-142.
- Bradham, K. D., Scheckel, K. G., Nelson, C. M., Seales, P. E., Lee, G. E., Hughes, M. F., Miller, B. W., Yeow, A., Gilmore, T., Serda, S. M., Harper, S. et Thomas, D. J. (2011). Relative Bioavailability and Speciation of Arsenic in Contaminated Soils. *Environmental Health Perspectives*, 119 (11), 1629-1634.
- Caboche (2009). Validation d'un test de mesure de bioaccessibilité - Application à 4 éléments traces métalliques dans les sols: As, Cd, Pb et Sb. Science et agronomie.
- Caboche, J., Esperanza, P., Bruno, M. et Alleman, L.Y. (2011). Development of an *in vitro* method to estimate lung bioaccessibility of metals from atmospheric particles. *Journal of Environmental Monitoring*, 13, 621–630.
- Centre canadien d'hygiène et de sécurité au travail (CCHSST). (2018). Comment les matières particulaires passent-elles dans l'appareil respiratoire? Centre canadien d'hygiène et de sécurité au travail. Repéré à : [http://www.cchst.ca/oshanswers/chemicals/how\\_do.html](http://www.cchst.ca/oshanswers/chemicals/how_do.html)
- Chaparro Leal, L., Guney, M. et Zagury, G.J. (2018). *In vitro* dermal bioaccessibility of selected metals in contaminated soil and mine tailings and human health risk characterization. *Chemosphère*, 197, 42-49.
- Chartier, R. et Lansart, M. (2004). Document d'orientation sur les risques sanitaires liés aux carrières – réflexions sur les composantes « Source de dangers » et « Transfert » de l'étude d'impact. Rapport final. . BRGM édition, Paris. Repéré à : <http://www.instazorb.eu/images/Docs/SILICE%20DIATOMEES.pdf>
- Comité Sectoriel de Main d'œuvre de l'industrie des mines. (2018). Cycle Minier. Repéré à : <https://www.exploresmines.com/fr/secteur-minier/cycle-minier.html>
- Commission de coopération environnementale (CCE). (2018). Matières Particulaires. Repéré à : <http://www3.cec.org/islandora/en/item/991-north-american-mosaic-overview-key-environmental-issues-fr.pdf>
- Commission Fédérale de l'Hygiène de l'Air (CFHA). (2007). Les poussières fines en Suisse. Rapport de la Commission fédérale de l'hygiène de l'air (CFHA). Berne, Suisse.

- Coquard, A. (2012). Exposition aux poussières provenant d'une mine à ciel ouvert : évaluation des risques et biodisponibilité des métaux. Université de Sherbrooke, Montréal.
- Costa, D.L. et Dreher, K.L. (1997). Bioavailable transition metals in particulate matter mediate cardiopulmonary injury in healthy and compromised animal models. *Environmental Health Perspectives*, 105(5), 1053-1060.
- Department of Industry, Innovation and Science (DIIS). (2018). Australian Government. Repéré à : <https://industry.gov.au/resource/Programs/LPSD/Airborne-contaminants-noise-and-vibration/air-contaminants/Pages/default.aspx>
- Driscoll, K.E., Costa, D.L., Hatch, G., Henderson, R., Oberdorster, G., Salem, H. et Schlesinger, R.B. (2000). Intratracheal instillation as an exposure technique for the evaluation of respiratory tract toxicity: uses and limitations. *Toxicological Sciences*, 55, 24–35.
- Entreprises Québec. (2018). Industrie minière québécoise. Repéré à : <https://www2.gouv.qc.ca/entreprises/portail/quebec/infosite?lang=fr&x=1009847949>
- Fouchécourt, M.-O. (2008). Évaluation des risques toxicologiques pour la santé humaine liés aux émissions atmosphériques de métaux. Projet minier aurifère Canadian Malartic. Sanexen. Trois-Rivières, Québec.
- Fouchécourt, M.-O. (2009). Évaluation des risques toxicologiques pour la santé humaine liés aux émissions atmosphériques de silice. Projet minier aurifère Canadian Malartic. Sanexen. Trois-Rivières, Québec.
- Fouchécourt, M.-O. (2013). Évaluation des risques toxicologiques pour la santé humaine posés par la dispersion des émissions atmosphériques. Projet d'exploitation d'une mine d'apatite (Sept-Iles, Québec). Sanexen. Montréal, Québec.
- Fouchécourt, M.-O. (2014). Évaluation des risques toxicologiques pour la santé humaine posés par la dispersion des émissions atmosphériques de silice cristalline. Projet d'exploitation minière Dumont (Launay, Québec). Sanexen. Amos, Québec.
- Fouchécourt, M.-O. (2016). Évaluation des risques toxicologiques pour la santé humaine, Période d'exploitation de 2012 à 2015 et projet d'extension de la mine Canadian Malartic, Sanexen. Malartic, Québec.
- Franken, A., Eloff, F.C., Du Plessis, J. et Du Plessis, J.L. (2015). *In vitro* permeation of metals through human skin: a review and recommendations. *Chemical Research in Toxicology*, 28, 2237-2249.
- Fujitani, Y., Furuyama, A., Tanabe, K. et Hirano, S. (2017). Comparison of oxidative abilities of PM2.5 collected at traffic and residential sites in Japan. Contribution of transition metals and primary and secondary aerosols. *Aerosol and Air Quality Research*, 17, 574-587.
- Gamble, J.L. (1967). Chemical anatomy, physiology and pathology of extracellular fluid: a lecture syllabus: Harvard University Press. United States.
- Geiser, M. et Kreyling, W.G. (2010). Deposition and biokinetics of inhaled nanoparticles. *Particle and Fibre Toxicology*, 7, 1–17.
- Girouard, E. et Zagury, G.J. (2009). Arsenic bioaccessibility in CCA-contaminated soils: Influence of soil properties, arsenic fractionation, and particle-size fraction. *Science of the Total Environment*, 407(8), 2576-2585.



- Gouvernement du Canada. (2017a). Sources de pollution : exploitation minière Repéré à : <https://www.canada.ca/fr/environnement-changement-climatique/services/gestion-pollution/sources-industrie/exploitation-mini%C3%A8re.html>
- Gouvernement du Canada. (2017b). Code de pratiques écologiques pour les mines de métaux : chapitre 2. Repéré à : <https://www.canada.ca/fr/environnement-changement-climatique/services/registre-environnemental-loi-canadienne-protection/publications/code-pratiques-ecologiques-mines-m%C3%A9taux/chapitre-2.html>
- Gray, D.L., Wallace, L.A., Brinkman, M.C., Buehler, S.S. et Londe, C.L. (2015). Respiratory and cardiovascular effects of metals in ambient particulate matter: a critical review. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*, 234, 135–203.
- Gray, J.E., Plumlee, G.S., Morman, S.A., Higuera, P.L., Crock, J.G., Lowers, H.A. et Witten, M.L. (2010). *In vitro* studies evaluating leaching of mercury from mine waste calcine using simulated human body fluids. *Environmental Science and Technology*, 44, 4782–4788.
- Guney, M., Zagury, G. J., Dogan, N. et Onay, T. T. (2010). Exposure assessment and risk characterization from trace elements following soil ingestion by children exposed to playgrounds, parks and picnic areas. *Journal of Hazardous Materials*, 182(2010), 656–664.
- Guney, M., Chapuis, R.P. et Zagury, G.J. (2016). Lung bioaccessibility of contaminants in particulate matter of geological origin. *Environmental Science and Pollution Research*, 23, 24422-24434.
- Guney, M., Bourges, C. M. J., Chapuis, R., P. et Zagury, G. J. (2017). Lung bioaccessibility of As, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb, and Zn in fine fraction (< 20 µm) from contaminated soils and mine tailings. *Science of the Total Environment*, 579(2017), 378–386.
- Guy, R.H. (2016). Metals and the Skin: Topical Effects and Systemic Absorption. CRC Press, Boca Raton, FL.
- Hatch. (2013). Environmental Analysis of the Mining Industry in Canada. Canadian Mining Innovation Council.
- Hernandez-Pellon, A., Nischkauer, W., Limbeck, A. et Fernandez-Olmo, I. (2018). Metal(loid) bioaccessibility and inhalation risk assessment: A comparison between an urban and an industrial area. *Environmental Research*, 165(2018), 140-149.
- Hoare, J.L. (2014). New directions: questions surrounding suspended particle mass used as a surrogate for air quality and for regulatory control of ambient urban air pollution. *Atmospheric Environment*, 91, 175-177.
- Institut national de santé publique Québec (INSPQ). (2012). Lignes directrices pour la réalisation des évaluations du risque toxicologique d'origine environnementale au Québec.
- Institut Fraser. (2017). Le Québec monte au 6e rang du classement mondial des endroits les plus attrayants pour l'investissement minier. Repéré à : <https://www.fraserinstitute.org/fr/%C3%A9tudes/annual-survey-of-mining-companies-2016-fr>
- Juhsaz, A. L., Weber, J., Smith, E., Naidu, R., Rees, M., Rofo, A., Kuchel, T. et Sansom, L. (2009). *Environmental Science & Technology*, 43(24), 9487-9494.

- Kastury, F., Smith, E. et Juhasz, A.L. (2017). A critical review of approaches and limitations of inhalation bioavailability and bioaccessibility of metal(loid)s from ambient particulate matter or dust. *Science of the Environment*, 574, 1054–1074.
- Kastury, F., Smith E., Karna R. R., Scheckel K. G. et Juhasz A. L. (2018a). An inhalation-ingestion bioaccessibility assay (IIBA) for the assessment of exposure to metal(loid)s in PM10. *Science of the Total Environment*, 2018(631-632), 92–104.
- Kastury F., Smith, E., Karna, R. R., Scheckel, K. G. et Juhasz, A. L. (2018b). Methodological factors influencing inhalation bioaccessibility of metal(loid)s in PM2.5 using simulated lung fluid. *Environmental Pollution*, 2018(241), 930-937.
- Kuchling. (2018). Tailings Disposal Method Risk. Repéré à : <http://kuchling.com/46-tailings-disposal-method-risk/>
- Loi sur la qualité de l'environnement (LQE)*. RLRQ, c. Q-2
- Loi sur les mines* (2018). RLRQ, c. M-13.1
- Loi sur l'impôt minier* (2018). RLRQ, c. I-0.4
- Loi sur les mesures de transparence dans les industries minière, pétrolière et gazière* (2018). RLRQ, c. M-11.5
- Maji, K.J., Dikshit, A.K., Arora, M. et Deshpande, A. (2018). Estimating premature mortality attributable to PM2.5 exposure and benefit of air pollution control policies in China for 2020. *Science Total Environment*, 612, 683–693.
- Maptek. (2018). Stockpile management. Repéré à : [https://www.maptek.com/forgemarch\\_2018/minesuite\\_stockpile\\_management.html](https://www.maptek.com/forgemarch_2018/minesuite_stockpile_management.html)
- Merget, R., Rosner, G. (2001). Evaluation of the health risk of platinum group metals emitted from automotive catalytic converters. *Science Total Environment*, 270, 165–173.
- Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MDDELCC). (2005). Guide de la modélisation de la dispersion atmosphérique.
- Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MDDELCC). (2012). Directive 019 sur l'industrie minière. Repéré à : [http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/milieu\\_ind/directive019/directive019.pdf](http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/milieu_ind/directive019/directive019.pdf)
- Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MDDELCC). (2014). Guide d'application du règlement sur l'assainissement de l'atmosphère (RAA).
- Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MDDELCC). (2016). Guide d'échantillonnage à des fins d'analyses environnementales – Cahier 4 – Échantillonnage des émissions atmosphériques en provenance de sources fixes, Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec.

- Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MDDELCC). (2018a). L'évaluation environnementale au Québec méridional. Repéré à : <http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/evaluations/procedure.htm#procedure>
- Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MDDELCC). (2018b). Cadre législatif et réglementaire. Repéré à : <http://www.environnement.gouv.qc.ca/evaluations/cadre.htm>
- Ministère de l'Énergie et Ressources naturelles (MERN). (2016). Rapport sur les activités minières au Québec 2015. Repéré à <https://mern.gouv.qc.ca/mines/publications/publications-rapports-2015.jsp>
- Ministère de l'Énergie et Ressources naturelles (MERN). (2017a). Le Secteur Minier du Québec. Repéré à <https://mern.gouv.qc.ca/publications/mines/secteur-minier.pdf>
- Ministère de l'Énergie et Ressources naturelles (MERN). (2017b). Cadre normatif s'appliquant au domaine minier.
- Ministère de l'Énergie et Ressources naturelles (MERN). (2018a). Les dispositions législatives. Repéré à <https://mern.gouv.qc.ca/mines/restauration-miniére/les-dispositions-legislatives/>
- Ministère de l'Énergie et Ressources naturelles (MERN). (2018b). Mines actives. Repéré à <https://mern.gouv.qc.ca/publications/mines/mines-actives.pdf>
- Muller, C., Mazer, B., Salehi, F., Audusseau, S., Truchon, G., Lambert, J., L'Espérance, G., Chevalier, G., Philippe, S., Cloutier, Y., Larivière, P. et Zayed, J. (2010). Évaluation de la toxicité du béryllium en fonction de la forme chimique et de la taille des particules. Repéré à : <http://www.irsst.qc.ca/media/documents/PubIRSST/R-637.pdf?v=2018-06-26>
- National Research Council (NRC). (1983). Risk assessment in the Federal Government: managing the process. National Academy of Sciences. National Academy Press. Washington, D.C.
- Nemmar, A., Holme, J.A., Rosas, I., Schwarze, P.E et Alfaro-Moreno, E. (2013). Recent advances in particulate matter and nanoparticle Toxicol: a review of the *in vivo* and *in vitro* studies. *Biomed Research International*, 2013. Repéré à : <https://www.hindawi.com/journals/bmri/2013/279371/>
- Notebaert, E., Gingras, I., Bouchard, D. et Gagnon, L. (2013). Libre opinion - Mine Arnaud : des médecins inquiets. Le Devoir. Repéré à : <https://www.ledevoir.com/opinion/libre-opinion/388316/mine-arnaud-des-medecins-inquiets>
- Ollson, C. J., Smith, E., Herde, P. et Juhasz, A. L. (2017). Influence of sample matrix on the bioavailability of arsenic, cadmium and lead during co-contaminant exposure. *Science of the Total Environment*, 595, 660-665.
- Pouschat, P. et Zagury, G. J. (2006). In Vitro Gastrointestinal Bioavailability of Arsenic in Soils Collected Near CCA-Treated Utility Poles. *Environmental Science and Technology*, 40(13), 4317-4323.
- Queensland Government. (2015). Preventing dust-related lung diseases. Mines Safety Bulletin, 151, Octobre 2015. Repéré à : <https://dnrme.qld.gov.au/business/mining/safety-and-health/alerts-and-bulletins/mines-safety/preventing-dust-related-lung-diseases>

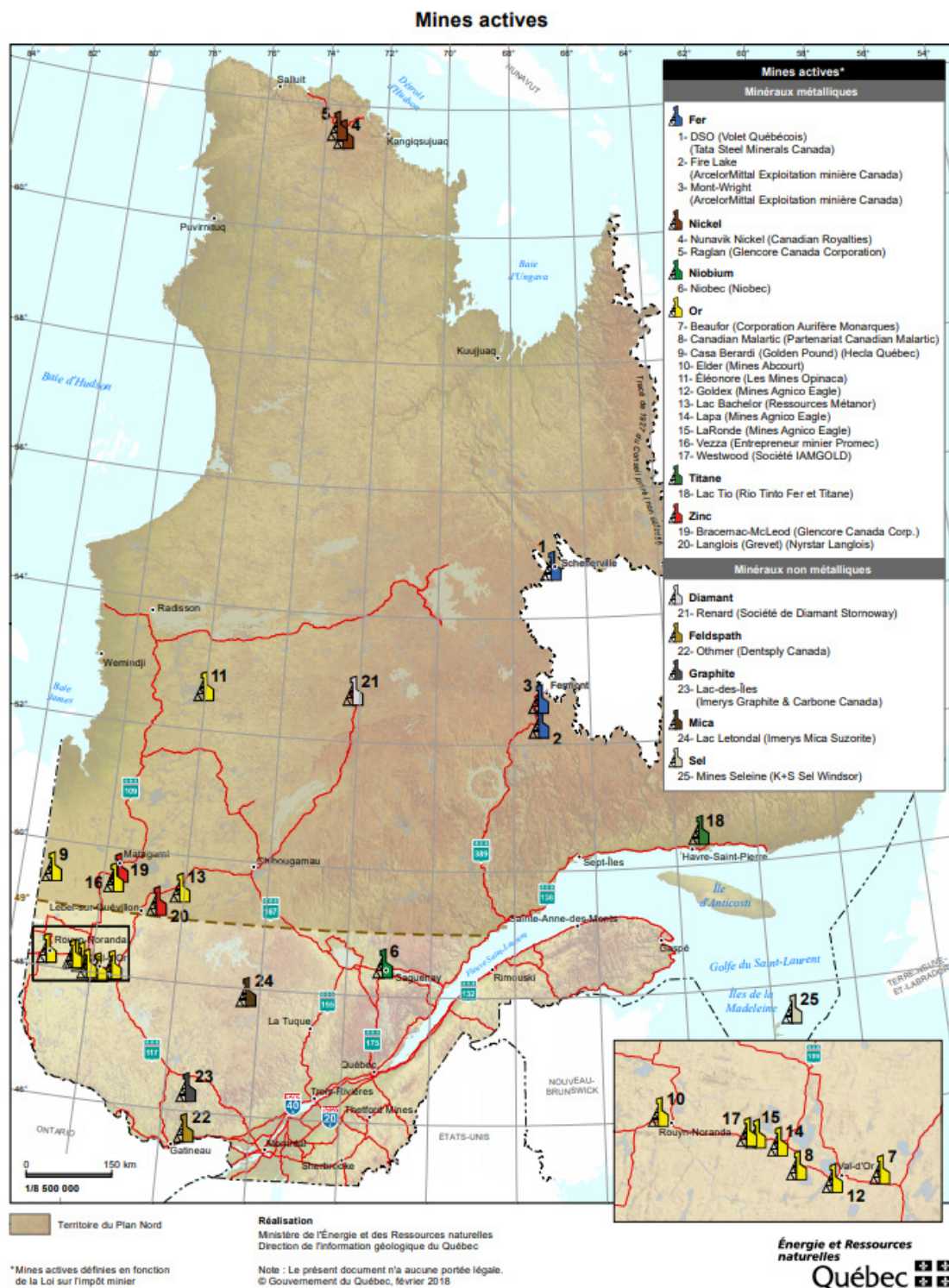
- Radio-Canada. (2016). Une demande d'action collective déposée contre la mine Canadian Malartic. Repéré à : <https://ici.radio-canada.ca/nouvelle/795813/demande-recours-collectif-mine-canadian-malartic-cour-superieure>
- Règlement relatif à l'évaluation et l'examen des impacts sur l'environnement de certains projets (RÉEIE). (2018). RLRQ, c. Q-2, R.23)
- Règlement sur l'assainissement de l'atmosphère (RAA). (2018). (RLRQ, c. Q-2, R.4.1)
- Ressources naturelles Canada (RNC). (2017). Lois et règlements pour l'exploitation minière. Repéré à : <https://www.rncan.gc.ca/mines-materiaux/politique/8693>
- Rosa, M.-J., Benedetti, C., Peli M., Donna F., Nazzaro M., Fedrighi C., ZOni S., Marcon A., Zimmerman N.m Wright R. et Lucchini R. (2016) Association between personal exposure to ambient metals and respiratory disease in Italian adolescents: a cross-sectional study. *BMC Pulmonary Medicine*, 16(6), 1-9.
- Ruby, M.V., Schoof, R., Brattin, W., Goldade, M., Post, G., Harnois, M., Mosby, E., Casteel, S.W., Berti, W., Carpenter, M., Edwards, D., Cragin, D. et Chappell, W. (1999). Advances in evaluating the oral bioavailability of inorganic in soil for use in human health risk assessment, *Environmental Science and Technology*, 33(21), 3697-3705.
- Ruiz, M. (2006). Appareil digestif de l'être humain. Repéré à : [https://fr.wikipedia.org/wiki/Appareil\\_digestif\\_humain#/media/File:Digestive\\_system\\_diagram\\_fr.svg](https://fr.wikipedia.org/wiki/Appareil_digestif_humain#/media/File:Digestive_system_diagram_fr.svg)
- Santé et Services sociaux Québec (SSSQ) (2002). Principes directeurs d'évaluation du risque toxicologique pour la santé humaine de nature environnementale. 73 p.
- Smith, E., Weber, J., Naidu, R., McLaren, R.G. et Juhasz, A.L. (2011). Assessment of lead bioaccessibility in peri-urban contaminated soils. *Journal of Hazardous Materials*, 186(1), 300–305.
- Société canadienne du cancer. (2018). Repéré à : <http://www.cancer.ca/fr-ca/cancer-information/cancer-type/skin-melanoma/melanoma/the-skin/?region=on>
- United States Environmental Protection Agency (US-EPA). (2009). Risk Assessment Guidance for Superfund Volume I: Human Health Evaluation Manual (Part F, Supplemental Guidance for Inhalation Risk Assessment). Office of Superfund Remediation and Technology Innovation. Washington, D.C. January 2009.
- United States Environmental Protection Agency (US-EPA). (2011). Exposure Factor Handbook: 2011 Edition. National Center for Environmental Assessment. Office of Research and Development. September 2011. Office of Research and Development, Washington, DC 20460.
- Utembe, W., Potgieter, K., Stefaniak, A.B. et Gulumian, M., (2015). Dissolution and biodurability: important parameters needed for risk assessment of nanomaterials. *Particle and Fibre Toxicology*, 2015, 1-12.
- Wiseman, C.L.S. (2015). Analytical methods for assessing metal bioaccessibility in airborne particulate matter: a scoping review. *Analytica Chimica Acta*, 877, 9–18.
- World Health Organization (WHO). (2006). Environmental Health Criteria 235. Dermal Absorption. Repéré à : <http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc235.pdf>

Wragg, J. et Cave, M.R. (2003). In-vitro Methods for the Measurement of the Oral Bioaccessibility of Selected Metals and Metalloids in Soils: A Critical Review. Environment Agency. Bristol, England.

Wragg J. et Klinck B. (2017). The bioaccessibility of lead from Welsh mine waste using a respiratory uptake test. *Journal of Environmental Science and Health Part A.*, 42, 1223–1231.

## ANNEXE-1 CARTE DES MINES ACTIVES AU QUÉBEC EN FÉVRIER 2018

La figure suivante présente la carte des mines actives au Québec en février 2018 (MERN, 2018b).



## ANNEXE-2 : EXEMPLE DE CALCUL AVEC L'INTÉGRATION DE DONNÉES DE BIOACCESSIBILITÉ

La concentration en plomb est une composante inquiétante d'un projet, il a donc été choisi d'évaluer la toxicité théorique de ce contaminant. Dans un premier temps, un échantillonnage est effectué.

Les poussières recueillies se divisent selon les fractions suivantes. Il est à noter que les valeurs inscrites ne proviennent pas de données réelles mais sont utilisées à titre d'exemple pour démontrer le calcul.

| Groupe de particules | Masse retrouvée dans l'échantillon (mg) | Fraction bioaccessible évaluée grâce à des essais <i>in vitro</i> (%) | Concentration du Pb dans la fraction selon le volume d'air échantillonné ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) |
|----------------------|---|---|---|
| PM 2.5               | 10                                      | 50%   | 0.5   |
| PM 10                | 30                                      | 30%   | 0.6   |
| PM 100               | 60                                      | 10%   | 1.0   |
| Total                | 100                                     |   |   |

$$C_i = \frac{\sum M_{PMi} \times C_{PMi} \times BF_i}{M_{Totale}}$$

BF<sub>i</sub> = Bioaccessibilité du contaminant évalué pour une fraction i (%)

CPM<sub>i</sub> = Concentration du contaminant de la fraction granulométrique i dans l'air échantillonné ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )

MPM<sub>i</sub> = Masse de la fraction i au sein de l'échantillon analysé (mg)

Mtotal = Masse totale de l'échantillon analysé (mg)

$$C_{\text{plomb}} = \frac{(M_{PM2.5} \times C_{PM2.5} \times BF_{2.5}) + (M_{PM10} \times C_{PM10} \times BF_{10}) + (M_{PM100} \times C_{PM100} \times BF_{PM100})}{M_{Totale}}$$

Le calcul permettrait d'obtenir une concentration bioaccessible du contaminant de  $0.14 \mu\text{g}/\text{m}^3$ .

$$C_{\text{plomb}} = \frac{(10 \text{ mg} \times 0.5 \mu\text{g}/\text{m}^3 \times 0.5) + (30 \text{ mg} \times 0.6 \mu\text{g}/\text{m}^3 \times 0.3) + (60 \text{ mg} \times 1.0 \mu\text{g}/\text{m}^3 \times 0.1)}{100 \text{ mg}}$$

$$C_{\text{plomb}} = 0.14 \mu\text{g}/\text{m}^3$$

C'est donc cette valeur qui serait utilisée pour calculer la concentration d'exposition par inhalation pour le plomb en intégrant les données de bioaccessibilité dans ce calcul.

En n'incluant pas les valeurs de bioaccessibilité, le calcul suivant serait effectué.

$$C_{\text{plomb}} = \frac{(10 \text{ mg} \times 0.5 \mu\text{g}/\text{m}^3) + (30 \text{ mg} \times 0.6 \mu\text{g}/\text{m}^3) + (60 \text{ mg} \times 1.0 \mu\text{g}/\text{m}^3)}{100 \text{ mg}}$$

$$C_{\text{plomb}} = 0.83 \mu\text{g}/\text{m}^3$$

La concentration totale en plomb de cet échantillon est de  $0.83 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Dans le cadre de l'approche traditionnelle, c'est la concentration totale qui serait utilisée pour estimer le risque. L'approche traditionnelle de l'estimation de risque aurait donc préconisé une valeur environ 6 fois supérieure à la valeur tenant compte de la bioaccessibilité dans cet exemple.